

# **Mikrobielle Carbonisierung - Untersuchung und Bewertung von Verfahren und Produkt**

Von der Fakultät für Umwelt und Naturwissenschaften der Brandenburgischen Technischen  
Universität Cottbus-Senftenberg zur Erlangung des akademischen Grades eines Doktors der  
Ingenieurwissenschaften (Dr.-Ing.) genehmigte Dissertation

vorgelegt von

Dipl.-Ing. Claus-Robert Wonschik,  
aus Dessau

Gutachter: Prof. Dr. phil. Thomas Raab

Gutachter: Prof. Dr.-Ing. habil. Christina Dornack

Gutachter: Prof. Dr.-Ing. Andrea Heilmann

Tag der mündlichen Prüfung: 21.02.2017



## Eidesstattliche Erklärung

Ich, Claus-Robert Wonschik, erkläre an Eides statt, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig, ohne fremde Hilfe und ohne Benutzung anderer als die angegebenen Hilfsmittel angefertigt hat. Die aus fremden Quellen (einschließlich elektronischer Quellen) direkt oder indirekt übernommenen Gedanken sind ausnahmslos als solche kenntlich gemacht. Die Arbeit ist in gleicher oder ähnlicher Form oder auszugsweise im Rahmen einer anderen Prüfung noch nicht vorgelegt worden.

Dessau, den 31.05.2016

---

Claus-Robert Wonschik

## Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Motivation .....	1
2	Grundlagen .....	3
2.1	Definitionen und Einordnung .....	3
2.2	Situation landwirtschaftlich genutzter Böden in Europa .....	4
2.3	Bioabfall- und Grünschnittaufkommen in Deutschland .....	10
2.4	Rechtliche Bestimmungen .....	12
2.5	Verfahren zur Verwertung organischer Reststoffe .....	16
2.5.1	Aerobe biologische Behandlung .....	16
2.5.2	Anaerobe biologische Behandlung .....	20
2.5.3	Pyrolyse, Verkohlung, Torrefizierung .....	23
2.5.4	Hydrothermale Carbonisierung .....	25
2.5.5	Terra Preta Nova-Technologie .....	27
2.5.6	Mikrobielle Carbonisierung .....	28
2.6	Analyseparameter zur Verfahrens- und Produktbewertung .....	32
3	Durchführung und Versuchsaufbau .....	41
3.1	Verfahrenstechnik und Versuchsaufbau .....	41
3.2	Eingesetzte Substrate und Substratmischungen .....	43
3.3	Substratvorbereitung und Inokulation .....	44
3.4	Probenahme und Repräsentativität .....	45
3.5	Emissionsmessungen .....	46
3.6	Analytik .....	47
3.7	Statistische Auswertung .....	48
4	Ergebnisse .....	51
4.1	Prozessanalytik und -beobachtungen .....	51
4.2	Emissionen .....	57
4.3	Substratanalytik .....	60
4.3.1	Substrateigenschaften .....	60
4.3.2	Hygienisierung der biogenen Reststoffe .....	72
4.3.3	Anbauversuche .....	77
4.4	Fehlerbetrachtung .....	81



5	Ökologische Bewertung der Mikrobiellen Carbonisierung.....	83
6	Ökonomische Bewertung der Mikrobiellen Carbonisierung.....	87
7	Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen .....	91
8	Ausblick .....	94
9	Zusammenfassung.....	96
10	Literaturverzeichnis.....	98

## Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Organische Kohlenstoffgehalte von Oberböden in Europa, dunkle Regionen in Nordeuropa sind Mooregebiete [nach JONES et al., 2012] .....	5
Abb. 2: Organische Kohlenstoffgehalte der Oberböden in Dänemark der Jahre 2005 und 2010 [nach PANAGOS et al., 2012] .....	5
Abb. 3: Organische Kohlenstoffgehalte der Oberböden in den Niederlanden der Jahre 2005 und 2010 [nach PANAGOS et al., 2012] .....	6
Abb. 4: Stickstoffüberschüsse in Europäischen Böden als Ergebnis von Überdüngung bzw. verminderter Aufnahme durch Pflanzen [nach BOURAOU et al., 2009] .....	7
Abb. 5: Stickstoffüberschüsse der Gesamtbilanz Deutschland als Ergebnis von Überdüngung bzw. verminderter Aufnahme durch Pflanzen [STATISTISCHES BUNDESAMT, 2015a] .....	8
Abb. 6: Viehbestand je km <sup>2</sup> , Dezember 2010 [EUROSTAT, 2012] .....	8
Abb. 7: Umsatzzeiten und Prozesse des globalen Stickstoffkreislaufs [geändert nach SCHULZE, 2000] .....	9
Abb. 8: Behandlung von getrennt erfassten organischen Abfällen in Deutschland, nach STATISTISCHES BUNDESAMTES (2015b) .....	11
Abb. 9: Behandlungsverfahren zur Verwertung getrennt erfasster organischer Abfälle in Deutschland, nach STATISTISCHES BUNDESAMT (2015b), SCHMIDT (2014) und BUSINESSWIRE (2012) .....	12
Abb. 10: Darstellung von Temperatur, Kohlenstoffabbau, Ammoniumfreisetzung und pH-Wert unter optimalen Bedingungen über eine Rottezeit von 20 Wochen [nach LINZNER et al., 2005] .....	19
Abb. 11: Entwicklung der in Betrieb genommenen Biogasanlagen zur Verwertung von Bioabfällen nach FRICKE et al. (2013) .....	21
Abb. 12: Vereinfachtes Prinzipschema der Pyrolyse .....	24
Abb. 13: Vereinfachtes Verfahrensschema der hydrothermale Carbonisierung nach SANDERS (2009) .....	26
Abb. 14: Prozesskette der Terra Preta Nova-Technologie nach KRIEGER (2010) .....	28
Abb. 15: Reaktionen des reduktiven Citratzyklus nach FUCHS (2007) .....	30
Abb. 16: Vereinfachte Prozesskette der Mikrobiellen Carbonisierung .....	31
Abb. 17: Mietenaufbau der 1. Versuchsreihe .....	41
Abb. 18: Mietenaufbau der 3. Versuchsreihe .....	42
Abb. 19: Mietenaufbau der 4. Versuchsreihe .....	43
Abb. 20: Probenahme aus ausgebreiteten Mieten nach LAGA PN 98 (2004) .....	46

Abb. 21: Prinzip der Probenteilung nach dem Kegelverfahren [BARRENSTEIN et al. 2006]	46
Abb. 22: Messaufbau zur Analytik der Gasemissionen (Versuchsmiete 22)	47
Abb. 23: Mietenquerschnitt und Horizontausbildung der MC-Versuchsmieten im Versuchsverlauf	52
Abb. 24: Temperaturentwicklung über alle Versuchsmieten in 100 cm Tiefe ( $\mu$ , $\pm\sigma$ )	53
Abb. 25: pH-Wertveränderung über alle Versuchsmieten ( $\mu$ , $\pm\sigma$ )	53
Abb. 26: CH <sub>4</sub> -Konzentration in 100 cm Tiefe	54
Abb. 27: CO <sub>2</sub> -Konzentration in 100 cm Tiefe	55
Abb. 28: H <sub>2</sub> S-Konzentration in 100 cm Tiefe	55
Abb. 29: O <sub>2</sub> -Konzentration in 100 cm Tiefe	56
Abb. 30: H <sub>2</sub> -Konzentrationen der Versuchsmieten 22 und 23 in 100 cm Tiefe	57
Abb. 31: O <sub>2</sub> -Konzentrationen der Versuchsmieten 22 und 23 in 100 cm Tiefe	57
Abb. 32: CH <sub>4</sub> -Konzentration über der Miete (emittiert)	58
Abb. 33: CO <sub>2</sub> -Konzentration über der Miete (emittiert)	58
Abb. 34: O <sub>2</sub> -Konzentration über der Miete	59
Abb. 35: H <sub>2</sub> S-Konzentration über der Miete (emittiert)	60
Abb. 36: oTS-Verlauf im Mittel der Versuchsreihen ( $\mu$ , $\pm\sigma$ )	61
Abb. 37: oTS-Verlauf der Versuchsreihen (Median, Minimum, Maximum)	61
Abb. 38: TOC-Verlauf der Versuchsreihen 1 bis 6 (Teil 1)	62
Abb. 39: TOC-Verlauf der Versuchsreihen 1 bis 6 (Teil 2)	63
Abb. 40: TOC-Verlauf im Mittel der Versuchsreihen ( $\mu$ , $\pm\sigma$ )	63
Abb. 41: TOC-Verlauf Versuchsreihen (Median, Minimum, Maximum)	64
Abb. 42: Aufgepudertes Gesteinsmehl der Miete 22 im Verlauf der Behandlung, links nach einer Woche, Mitte nach 4 Wochen, rechts nach 4 Monaten	64
Abb. 43: Nährstoffgehalte der Versuchsmieten 14 und 15 sowie der Schwefelschicht der Miete 14 (15-30 cm unterhalb der Oberfläche)	66
Abb. 44: Schwefelablagerungen in der Schwefelschicht der Miete 14 (15-30 cm unterhalb der Oberfläche), rechts REM-Aufnahme (100 $\mu$ m)	66
Abb. 45: Verlauf der Temperaturwerte und TOC-Gehalte der MC-Mieten	67
Abb. 46: Verlauf der Temperaturwerte und TOC-Gehalte der Kompostmieten	67
Abb. 47: Verlauf der pH-Werte und TOC-Gehalte der MC-Mieten	68
Abb. 48: Verlauf der pH-Werte und TOC-Gehalte der Kompostmieten	68
Abb. 49: NH <sub>4</sub> -N-Verlauf im Mittel der Versuchsreihen ( $\mu$ , $\pm\sigma$ )	69

Abb. 50: NO <sub>3</sub> -N-Verlauf im Mittel der Versuchsreihen ( $\mu$ , $\pm\sigma$ ).....	70
Abb. 51: Ausgewählte Nährstoffgehalte der Endsubstrate der Versuchsreihen 4 und 5 .....	70
Abb. 52: Einhaltung der Schwermetallgrenzwerte gemäß BioAbfV der MC-Versuchsmieten .....	71
Abb. 53: Einhaltung der Schwermetallgrenzwerte gemäß BioAbfV der Kompostmieten .....	72
Abb. 54: TMV-Restinfektion nach 8 Wochen (Mittelwerte) 4. Versuchsreihe .....	73
Abb. 55: TMV-Restinfektion nach 7 Wochen (Mittelwerte) 5. Versuchsreihe .....	73
Abb. 56: Befallsindex Plasmodiaphora brassicae nach 8 Wochen (Mittelwerte) 4. Versuchsreihe .....	74
Abb. 57: Befallsindex Plasmodiaphora brassicae nach 7 Wochen (Mittelwerte) 5. Versuchsreihe .....	74
Abb. 58: Versuchsaufbau des Topfversuches mit dem Kultursubstrat Mais .....	78
Abb. 59: Ergebnisse der Topfversuche .....	79
Abb. 60: Wurzelsysteme der Maispflanzen im Lössboden (links), in der Mischung Lössboden/Kompost (Mitte), in der Mischung Lössboden/MC-Kompost (rechts) .....	80
Abb. 61: Maximales Wasserhaltevermögen ausgewählter Substratmischungen .....	80
Abb. 62: Kohlenstoffbilanz von Mikrobieller Carbonisierung (links) und Kompostierung (rechts).....	84
Abb. 63: NH <sub>3</sub> -N-Verlauf ausgewählter Versuchsmieten .....	86
Abb. 64: Verfahrensvergleich der Behandlungskosten (€/Mg Abfall) bei einer Abfallmenge von 10.000 Mg/a.....	90

## Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Vorsorgewerte für Metalle gemäß § 8 Abs. 2 Nr. 1 des BBodSchG (in mg/kg Trockenmasse, Feinboden, Königswasseraufschluß).....	13
Tab. 2: Schwermetallgrenzwerte der Bioabfallverordnung .....	14
Tab. 3: Schwermetall- und Nährstoffgrenzwerte der Düngemittelverordnung.....	15
Tab. 4: Beschreibung der baumustergeprüften Kompostierungsverfahren nach KEHRES et al. (2010) .....	16
Tab. 5: Technische Daten Aufbereitung geschlossene Kompostierung [VOGT et al., 2002] .....	17
Tab. 6: Technische Daten zur geschlossene Hauptrotte [VOGT et al., 2002].....	17
Tab. 7: Technische Daten zur geschlossene Nachrotte [VOGT et al., 2002].....	17
Tab. 8: Technische Daten Aufbereitung offene Kompostierung [nach VOGT et al., 2002].....	18
Tab. 9: Technische Daten zur offenen Hauptrotte (3 Wochen) [nach VOGT et al., 2002].....	18
Tab. 10: Technische Daten zur offenen Nachrotte (7 Wochen) [nach VOGT et al., 2002].....	18
Tab. 11: Entscheidungskriterien für die Ausgestaltung einer Biogasanlage [FNR, 2009] .....	22
Tab. 12: Technische Daten zur einstufigen thermophilen Trockenvergärung [VOGT et al., 2002].....	23
Tab. 13: Technische Daten Nachkompostierung Trockenvergärung [nach VOGT et al., 2002].....	23
Tab. 14: Technische Daten zur Mikrobiellen Carbonisierung in Anlehnung an VOGT et al. (2002) .....	32
Tab. 15: Verfahren zum Nachweis der Testkeime E. coli, Salmonellen, C. perfringens, C. botulinum .....	35
Tab. 16: Versuchsanordnung der Halbblattmethode unter Einbeziehung der Positiv-Kontrollprobe (K) für die vier zu prüfenden TMV-Proben (1, 2, 3, 4, 5, 6) eines Prüfbereichs.....	39
Tab. 17: Substrateinsatz und -zusammensetzung der Versuchsmieten.....	44
Tab. 18: Untersuchte Analyseparameter und Prüfvorschriften mit den zugehörigen Untersuchungsintervallen.....	48
Tab. 19: Keimfähigkeit Tomatensamen nach 8-wöchiger Mikrobieller Carbonisierung .....	75
Tab. 20: Hemmung und Inaktivierung von Salmonellen .....	76
Tab. 21: Hemmung und Inaktivierung von coliformen Keimen (E.coli).....	76
Tab. 22: Hemmung und Inaktivierung von Clostridien .....	77
Tab. 23: Vergleich der Emissionen zwischen Mikrobieller Carbonisierung und offener	

Kompostierung .....	85
Tab. 24: Zusammenfassung der Annahmen der Bau und Betriebskostenrechnung .....	87
Tab. 25: Betriebsmitteleinsatz unterschiedlicher Behandlungsverfahren [ergänzt nach VOGT et al., 2002] .....	88
Tab. 26: Vergleich der Behandlungskosten (€/Mg Abfall) unterschiedlicher Verfahren für eine Anlagenkapazität von 10.000 Mg/a .....	89

## Abkürzungsverzeichnis

A	Oberfläche
ATF	Austauschfilter
BBodSchG	Bundesbodenschutzgesetz
BBodSchV	Bundesbodenschutzverordnung
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
C	Kohlenstoff
C <sub>6</sub> H <sub>12</sub> O <sub>6</sub>	Glukose
CaCl	Calciumchlorid
CaO	Calciumoxid
Cd	Cadmium
CH <sub>4</sub>	Methan
cm	Zentimeter
CO <sub>2</sub>	Kohlenstoffdioxid
CO <sub>2</sub> -Äq.	CO <sub>2</sub> -Äquivalent
C <sub>org, absolut</sub>	Absoluter Gehalt an organischem Kohlenstoff
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
d	Tage
DüV	Düngeverordnung
DüngG	Düngegesetz
DüMV	Düngemittelverordnung
EG	Europäische Gemeinschaft
EW	Einwohner
g	Gramm
GV	Glühverlust
h	Stunde
H	Wasserstoff
H <sub>2</sub>	Wasserstoff (Gas)
H <sub>2</sub> O	Wasser

H <sub>2</sub> S	Schwefelwasserstoff
Hg	Quecksilber
HTC	Hydrothermale Karbonisierung
K	Kontrolle
K <sub>2</sub> O	Kaliumoxid
KBE	Koloniebildende Einheiten
kg	Kilogramm
kJ	Kilojoule
Komp.	Kompostierung
kWh	Kilowattstunden
kWh <sub>el</sub>	Kilowattstunden elektrisch
l	Liter
λ	Luftüberschusszahl
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
m	Meter
μ	Mittelwert
m <sup>3</sup>	Kubikmeter
Masse-%	Anteil eines Stoffes bezogen auf die Masse
MC	Mikrobielle Carbonisierung
mg	Milligramm
Mg	Megagramm
MgO	Magnesiumoxid
Mio.	Millionen
ml	Milliliter
mm	Millimeter
mol	Molare Masse
N	Stickstoff
η <sub>el</sub>	Elektrischer Wirkungsgrad
N <sub>ges</sub>	Gesamtstickstoff
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Ammonium-Ion
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N	Ammonium-Stickstoff
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrat-Ion



NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N	Nitrat-Stickstoff
σ	Standardabweichung
S <sub>ges</sub>	Gesamtschwefel
Ni	Nickel
O <sub>2</sub>	Sauerstoff
oTS	Organische Trockensubstanz
p	Druck
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Phosphat
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
Pb	Blei
PCB	Polychlorierte Biphenyle
Pg	Petagramm
ppm	parts per million
t	Zeit
T	Temperatur
TC	Gesamtkohlenstoff
TIC	Anorganischer Kohlenstoff
TMV	Tabak-Mosaik-Virus
TOC	Organischer Kohlenstoff
TS	Trockensubstanz
V	Volumen
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
Vol.-%	Anteil eines Stoffes bezogen auf das Volumen
WG	Wassergehalt
Zn	Zink

### 1 Einleitung und Motivation

In den vergangenen 100 Jahren stieg die Weltbevölkerung von 1,75 auf über 7 Milliarden Menschen an [CHRISTENSON et al., 2004]. Gleichzeitig wuchs die Herausforderung einer gesicherten Ernährung stetig. Zur Gewährleistung einer flächendeckenden Lebensmittelversorgung wurde es deshalb unabdinglich, industrielle Landwirtschaft zu betreiben. Einhergehend mit dem Bevölkerungswachstum konnte auch ein Anstieg der Emissionen von Treibhausgasen festgestellt werden, die nachweislich zu klimatischen Veränderungen führen [ALLEY et al., 2007].

Eine Studie des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie des Freistaates Sachsen zeigt auf, welche negativen Folgen ein fortschreitender Klimawandel und aktuelle landwirtschaftliche Bewirtschaftungsformen für Mensch und Boden haben [KOLBE, 2009]. Beispielhaft für ein landwirtschaftlich genutztes Gebiet, das aktuell einen organischen Kohlenstoffgehalt ( $C_{org, absolut}$ ) von 2,12 % aufweist, wird belegt, welche negativen Auswirkungen auf den Kohlenstoff- und Nährstoffhaushalt möglich sind. Die prognostizierte Reduzierung um 0,43 %  $C_{org, absolut}$  (20 Masse-%) bzw. Abnahme von bis zu 0,86 %  $C_{org, absolut}$  (40 Masse-%), bei Zugrundelegung einer deutlicheren klimatischen Veränderung, bis zum Jahr 2050, bedeuten eine evident negative Bodenbeeinflussung [KOLBE, 2009]. In der Tendenz zu vergleichbaren Prognosen in Bezug zum Kohlenstoffhaushalt kommen BORRELLI et al. (2015) anhand des Beispiels Italien in ihrem beschriebenen Basisszenario. Gleichzeitig wird jedoch auf das Potenzial der guten fachlichen Praxis in der Flächenbewirtschaftung hingewiesen, sodass mit deutlich geringeren Kohlenstoffverlusten zu rechnen ist. PANAGOS et al. (2012) beschreiben ähnliche Kohlenstoffrückgänge unter anderem für Dänemark, Polen, Österreich sowie die Niederlande. Gemäß eines Berichtes des Joint Research Centre der europäischen Kommission würde eine starke Absenkung des Bodenkohlenstoffgehaltes ( $< 2$  Masse-%  $C_{org, absolut}$ ) zu einem *„Verlust an Bodenfruchtbarkeit, einer Druckerhöhung auf die Nahrungsmittelproduktion, einem reduzierten Wasserspeichungsvermögen, einer Beeinträchtigung der Artenvielfalt, einer reduzierten Absorption von Schadstoffen mit anschließender Wirkung auf Gewässer, einer Einschränkung der Landnutzung sowie einem möglichen Verlust an Bodenwert führen“* [JONES et al., 2012, S. 34]. Darüber hinaus würden aus den 70 Milliarden Megagramm organischen Kohlenstoff der EU-Böden jährlich nahezu 2 Milliarden Megagramm CO<sub>2</sub> emittiert [Europäische Gemeinschaft, 2009 a].

Bereits im Jahr 1998 stellte die Enquete Kommission des Deutschen Bundestages fest, dass eine *„nachhaltig zukunftsverträgliche Nutzung der Böden heißt, ihre Funktionsfähigkeit dauerhaft zu erhalten“* [Deutscher Bundestag, 1998, S. 10]. Zur Vermeidung und Minderung von Bodendegradation (C-Verlust, Humusabbau, Nährstoffverlust) basierend auf einer extensiven Landwirtschaft und dem Klimawandel wurden diverse Lösungsansätze diskutiert und vereinzelt bereits realisiert. Neben landwirtschaftlichen Maßnahmen wie schonenden Bodenbearbeitungsverfahren, bodenschonenden landwirtschaftlichen Infrastrukturelementen [Europäische Gemeinschaft, 2009 b] und dem Anbau von humusmehrenden Pflanzen, werden Düngemittel und Bodenhilfsstoffe in den Boden eingebracht. Zur Anwendung kommen dabei unter anderem Wirtschaftsdünger, Gülle, Gärrest oder Kompost. Vor dem Hintergrund, dass

Moorlandschaften weltweit 30 Prozent des an Land gespeicherten CO<sub>2</sub> binden [BMU, 2012a], ist die Umwidmung zu Agrarflächen sowie die Nutzung von Torfsubstraten zur Erzeugung von Pflanzenhilfsstoffen nicht nachhaltig. Allein in Deutschland werden durch die Gewinnung von 10 Mio. Kubikmeter Torf (~6,5 Mio Mg), jährlich rund zwei Millionen Megagramm CO<sub>2</sub> freigesetzt [BMU, 2011]. Diese Menge lässt sich durch Bioabfall-, Grünschnitt- und Gärrestkomposte substituieren [SPRINGER, 2010]. So werden in Deutschland aus 14,76 Mio. Megagramm getrennt erfassten organischen Reststoffen jährlich etwa 9,76 Mio. Megagramm Kompost erzeugt [Statistisches Bundesamt, 2015b]. Kompost eignet sich als Torfersatzstoff, da er dem Boden Nährstoffe und organische Substanz zuführt und die Bodenstruktur verbessert [POLETSCHNY, 1989; VOGTMANN et al., 1989]. Ein negativer Aspekt bei der Herstellung von Kompost ist allerdings in der starken Mineralisierung der Ausgangssubstrate und somit in den niedrigen Kohlenstoffgehalten der Endprodukte zu sehen. Darüber hinaus werden signifikante Kohlenstoffemissionen durch die aerobe biologische Behandlung organischer Reststoffe in die Atmosphäre freigesetzt.

Technologien auf dem Gebiet der Carbonisierung (Pyrolyse, hydrothermale Carbonisierung, vapothermale Carbonisierung) von organischen Reststoffen und Biomassen bergen das Potenzial, den Kohlenstoffgehalt von Komposten und Böden zu steigern, indem Biokohlederivate unterschiedlicher Karbonisierungsverfahren mit Kompost vermischt oder direkt in den Boden eingebracht werden. Der Einsatz von Pyrolysekohle sowie hydrothermal und vapothermal erzeugter Kohle wird aktuell allerdings durch das deutsche Düngemittelrecht eingeschränkt, da lediglich unbehandeltes Holz als Ausgangsprodukt gestattet ist [Anlage 2 DüMV, 2008].

Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen werden die Frage beantworten, ob das Verfahren der Mikrobiellen Carbonisierung eine sinnvolle Alternative zur Anhebung der Kohlenstoff- und Nährstoffgehalte von Kompost ist und sich Emissionen einsparen lassen. Unter dem Begriff der Mikrobiellen Carbonisierung wird die Umsetzung von organischer Biomasse und biogenen Reststoffen innerhalb eines mesophilen und anoxischen Milieus unter Zugabe von ausgewählten Mikroorganismen verstanden. Im Rahmen dieser Arbeit soll ebenfalls auf den Bedarf an Prozessoptimierungen eingegangen werden. Darüber hinaus soll die Frage beantwortet werden, ob mikrobiell karbonisierte Komposte gütegesichert sind und einen Beitrag zur Steigerung von Erträgen leisten können. Abschließend wird eine wirtschaftliche Betrachtung des Verfahrens vorgenommen und mit marktgängigen Verfahren zur Behandlung von Bioabfällen verglichen.

## 2 Grundlagen

### 2.1 Definitionen und Einordnung

Die nachfolgend gegebenen Definitionen dienen der Vereinheitlichung von Begriffen innerhalb der Arbeit und stellen dessen Fundament dar.

Gemäß § 2 Abs. 1 der Bioabfallverordnung werden unter dem Begriff **Bioabfall**, Abfälle tierischer oder pflanzlicher Herkunft oder aus Pilzmaterialien zur Verwertung zusammengefasst, die durch Mikroorganismen, bodenbürtige Lebewesen oder Enzyme abgebaut werden können [BioAbfV, 2013]. Pflanzenreste, die auf forst- oder landwirtschaftlich genutzten Flächen anfallen und auf diesen Flächen verbleiben, werden gemäß der Bioabfallverordnung nicht zu den Bioabfällen gezählt [BioAbfV, 2013]. Eine Konkretisierung der Abfälle wird in Anhang 1 der Bioabfallverordnung gegeben.

Im Rahmen dieser Arbeit werden unter dem Begriff **Bioabfall** lediglich jene Abfallströme definiert, die über eine getrennte Erfassung mittels Biotonne gesammelt wurden und zu einem Großteil aus biologisch abbaubaren Küchen- und Kantinenabfällen bestehen bzw. den Abfallschlüsseln 200108, 200301, 200302 [AVV, 2012] zugeordnet werden.

Grüngutabfälle die ebenfalls getrennt erfasst werden, werden im Rahmen dieser Arbeit als **Grünschnitt** bezeichnet. Sie können im Wesentlichen den Abfallschlüsseln 020107, 030101, 030301, 200201 [AVV, 2012] zugeordnet werden.

Unter dem Begriff **Klärschlamm** werden im Rahmen dieser Arbeit vorentwässerte Abfälle aus öffentlichen Abwasserbehandlungsanlagen sowie der Aufbereitung von Wasser für den menschlichen Gebrauch verstanden die dem Abfallschlüssel 190805 [AVV, 2012] zugeordnet werden können.

Abfälle aus der physikalischen und chemischen Weiterverarbeitung von nichtmetallhaltigen Bodenschätzen, insbesondere aus der Verarbeitung von Litharenit, die den Abfallschlüsseln 010407 bis 010410 [AVV, 2012] zugeordnet werden können, werden nachfolgend als **Gesteinsmehl** bezeichnet.

Als **Kompost** werden die Produkte der aeroben Behandlung von organischen Reststoffen bezeichnet, die durch aktive Belüftung der Ausgangssubstrate im Zuge der Verwertung hergestellt wurden.

Unter dem Begriff **Gärrest** werden die Produkte der vollständig anaeroben Behandlung von organischen Abfällen verstanden und zusammengefasst.

**Biochar**, **Biokohle** und **Pflanzenkohle** sind Produkte aus pyrolytischen Karbonisierungsprozessen und basieren auf rein pflanzlichen Ausgangsstoffen.

Unter **Mineralisation/Mineralisierung** wird der vollständige Abbau von organischer Substanz bis hin zu deren Endprodukten  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{NH}_4^+$  und Schwermetalle verstanden [GUGGENBERGER, 2008]. Zu diesem vollständigen Abbau der organischen Substanz kommt es bei der biologischen Verwertung organischer Reststoffe in der Regel jedoch nicht, sodass ein Überschuss an Metaboliten zurückbleibt [GUGGENBERGER, 2008]. Diese werden nicht

vollständig von den Organismen in den Stoffwechsel aufgenommen und stehen somit der **Humifizierung** zur Verfügung. Dieser Prozess wirkt der Mineralisierung entgegen. Durch die Komplexbildung von organischen Verbindungen mit mineralischen Bestandteilen wird ein Teil der Organik der Umsetzung entzogen. In Kapitel 2.5.1 wird die Wechselwirkung von Mineralisierung und Humifizierung im Rahmen der aeroben biologischen Verwertung von organischen Reststoffen näher beschrieben.

### 2.2 Situation landwirtschaftlich genutzter Böden in Europa

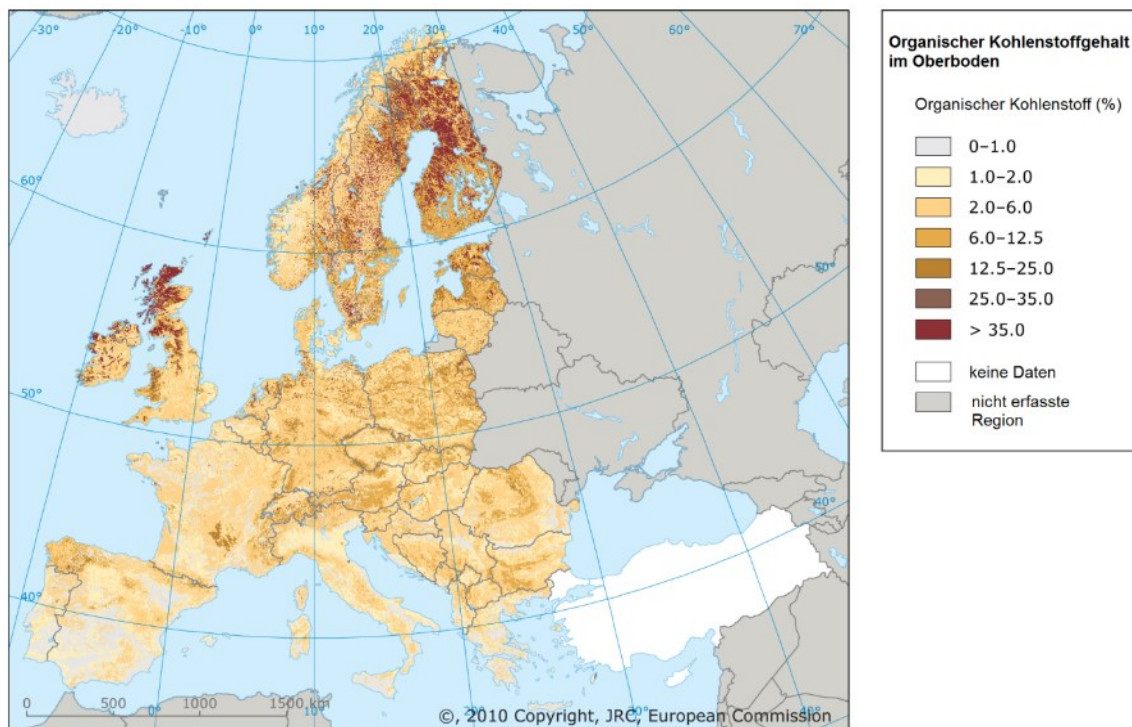
Die häufigste Landnutzungsform innerhalb der Europäischen Union im Jahr 2009 war mit 43 Prozent der Gesamtfläche landwirtschaftlich genutzter Boden [EUROSTAT, 2015]. Diese Fläche unterliegt steten Veränderungen und Einflüssen. Durch Flächenversiegelung gehen täglich 275 Hektar an Böden in der Europäischen Union dauerhaft verloren [Europäische Kommission, 2012b]. Hochgerechnet auf ein Jahr entspricht dies einer Fläche von 1000 Quadratkilometern. Darüber hinaus sind schätzungsweise 1,3 Millionen Quadratkilometer in Europa von Bodenerosion allein durch Wasser betroffen [Europäische Kommission, 2012b]. Verstärkt durch eine unzureichende Flächenbewirtschaftung (Entwaldung, mangelhafte Bodenbearbeitung) und Winderosion, hervorgerufen durch klimatische Veränderungen (längere Trockenperioden) [KROPP et al., 2009; MERSCH & VON HAAREN, 2014], bedeutet dies einen evidenten Eingriff in das Schutzgut Boden.

Hervorgerufen werden der Verlust an Bodenfruchtbarkeit, reduzierte Wasserspeichervermögen, Einschränkungen der Landnutzung sowie der Verlust an Bodenwert [JONES et al., 2012] durch die mit der Bodendegradation einhergehende Humuszehrung, dem Verlust an organischem Bodenkohlenstoff. Gemäß eines Berichtes des Joint Research Centre der europäischen Kommission wird als unterste akzeptable Grenze für den Bodenkohlenstoffgehalt ein Wert von 2 Masse-%  $C_{org, absolut}$  angegeben. Unterhalb dieses Wertes muss mit den oben angeführten Folgen gerechnet werden.

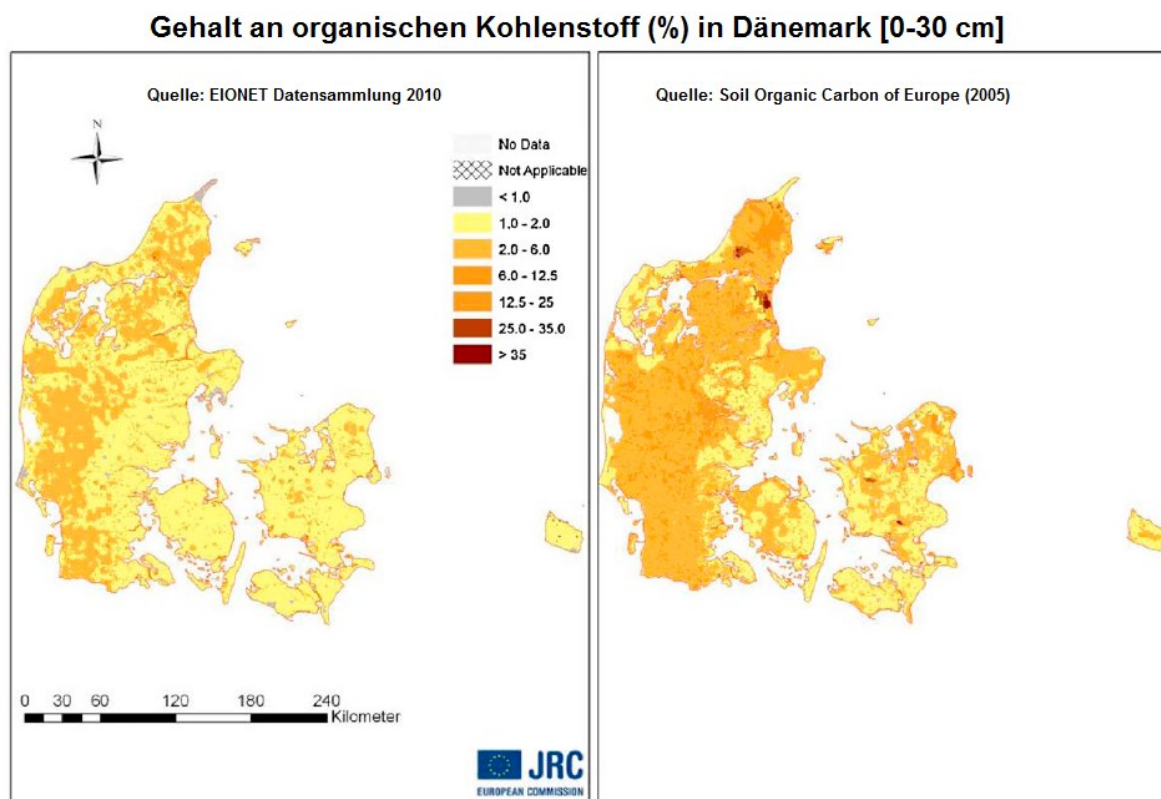
Die aktuellen Gehalte an organischen Kohlenstoff in europäischen Böden sind in Abbildung 1 dargestellt. Eine Gegenüberstellung der aktuellen Situation mit dem aufgezeigten Minimalwert von 2 Masse-%  $C_{org, absolut}$  zeigt deutlich, dass weite Teile Europas und Deutschlands an der Grenze bzw. bereits unterhalb dieser liegen. Einen abnehmenden Trend der Kohlenstoffgehalte im Oberboden zeigen PANAGOS et al. (2012) anhand ausgewählter Länder. Hierunter befinden sich unter anderem Länder wie Dänemark mit einer Agrarfläche von 69,6 Prozent (vgl. Abbildung 2) [EUROSTAT, 2015] und die Niederlande mit einer Agrarfläche von 61,1 Prozent (vgl. Abbildung 3) [EUROSTAT, 2015].

Die gemäßigten Gebiete Europas, zu denen neben den beiden gezeigten auch Deutschland zählt, weisen teilweise Bodenkohlenstoffgehalte von unter zwei Prozent auf, die im Wesentlichen auf die intensive landwirtschaftliche Nutzung der Flächen zurückzuführen sind [JONES et al. 2012]. Darüber hinaus herrscht in den Anrainerstaaten des Mittelmeeres vorwiegend ein warmgemäßigtes Klima vor, welches die niedrigen Kohlenstoffgehalte mit verursacht. So zeigen CARVALHAIS et al. (2014) in ihren Ausführungen, dass ein Zusammenhang zwischen erhöhter Temperatur und verkürzter Verweildauer von Kohlenstoff im Boden besteht. Auf Grund des fortschreitenden Klimawandels mit ausgedehnten Warmphasen ist eine

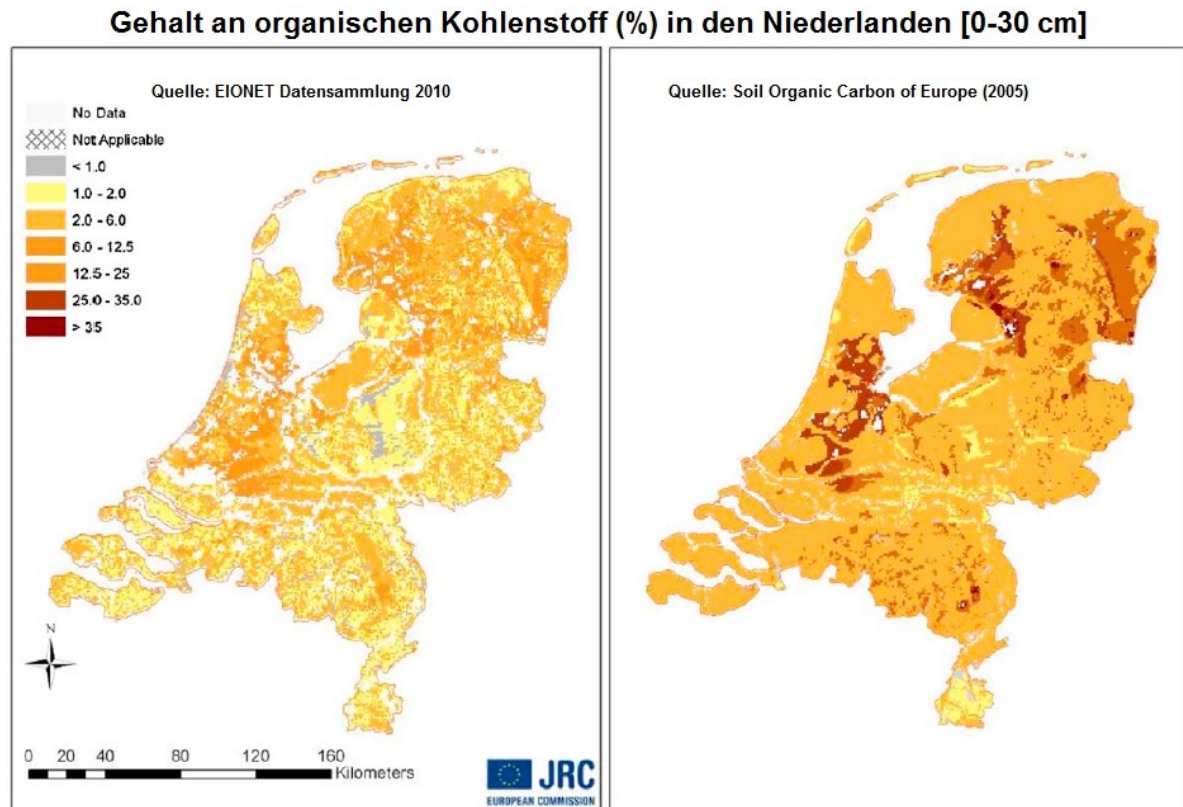
Verschiebung der klimatischen Gegebenheiten in Richtung Norden Europas zu erwarten [BEST et al., 2007].



**Abb. 1: Organische Kohlenstoffgehalte von Oberböden in Europa, dunkle Regionen in Nordeuropa sind Mooregebiete [nach JONES et al., 2012]**



**Abb. 2: Organische Kohlenstoffgehalte der Oberböden in Dänemark der Jahre 2005 und 2010 [nach PANAGOS et al., 2012]**



**Abb. 3: Organische Kohlenstoffgehalte der Oberböden in den Niederlanden der Jahre 2005 und 2010 [nach PANAGOS et al., 2012]**

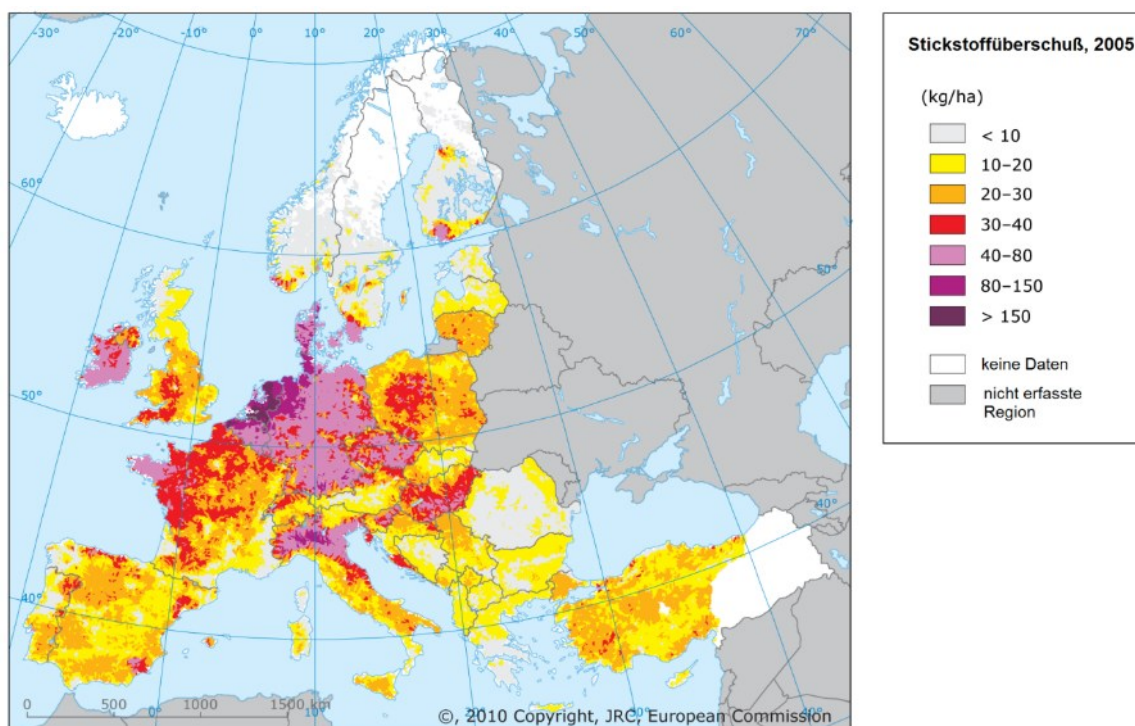
Diese Ausdehnung in Richtung Mitteleuropa wird mit hoher Wahrscheinlichkeit zu steigenden Temperaturen und längeren Trockenperioden in den gemäßigten Breiten führen [BEST et al., 2007]. So gehen JOHNS et al. (2011) davon aus, dass die Jahresmitteltemperatur im Vergleich zum Jahr 1990 in Nordeuropa bis 2099 um 1,5 bis 5,5 °C und in Südeuropa bis 2099 um 1 bis 5 °C steigen wird. VAN DER LINDEN und MITCHEL (2009) prognostizieren insbesondere heiße Sommer in Südeuropa mit durchschnittlich 4 bis 5 °C höheren Temperaturen und um 3 bis 5 °C wärmere Winter in Mittel-, Ost- und Nordeuropa bis zum Jahr 2100. Überdies wird von einem Niederschlagsrückgang von bis zu 22 Prozent ausgegangen [JOHNS et al., 2011].

Einhergehend mit der zunehmenden Bodendegradation als Folge des fortschreitenden Klimawandels tragen weitere Faktoren zu Bodenveränderungen bei. So können etwa Nährstoffüberschüsse, verursacht durch einen unsachgemäßen Einsatz von Düngemitteln, auf landwirtschaftlich genutzten Flächen toxisch wirken und maßgeblich zu einer Nitratbelastung des Grundwassers beitragen [ROTH, 2013; BMU, 2012b; LEUCHS et al., 2012]. Außerdem können Schadstoffe (z.B. Dioxine, Furane), die mit Düngemitteln in das System Boden-Pflanze-(Nutztier) eingebracht werden, zu einer Akkumulation und schließlich zu einer Belastung von Lebensmitteln führen [STEVENS et al., 2006; HÜLSTEN et al., 1993]. Darüber hinaus kann die Aufbringung von mineralischen Düngemitteln auch zu einem übermäßigen Eintrag von Schwermetallen beitragen. Insbesondere die Einbringung von Uran-belasteten Phosphat-Düngern ist in diesem Zusammenhang zu nennen, wobei der europäische und deutsche Gesetzgeber Grenzwerte einrichten wollen [Deutscher Bundestag, 2011]. Schließlich gehen von organischen Düngemitteln seuchen- und phytohygienische Gefahren aus, die nicht



nur wirtschaftlichen Schaden in Tier- und Pflanzenbeständen verursachen, sondern auch für die menschliche Gesundheit abträglich sein können [ROTH, 2013; SENGELOV et al., 2003; STRAUCH, 1991].

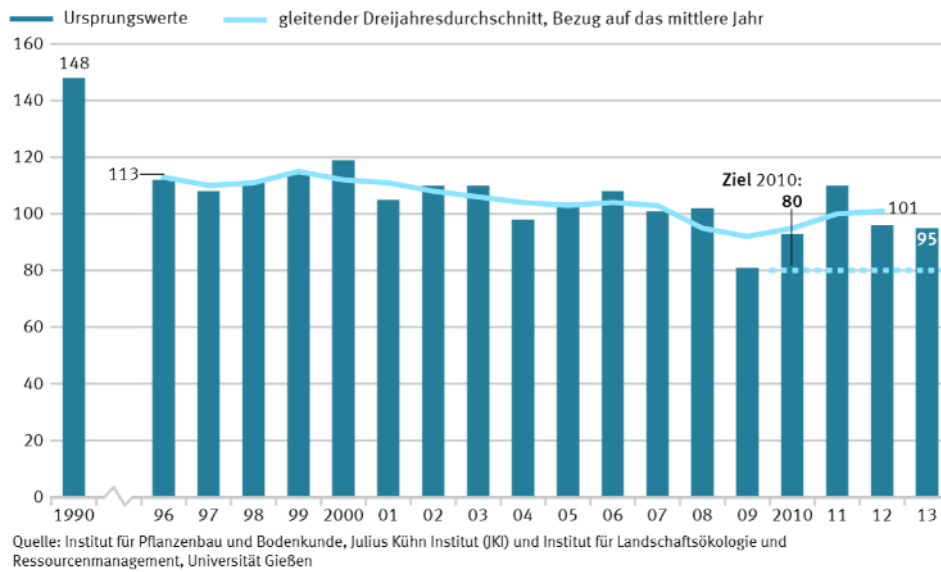
Die Überdüngung von Agrarflächen, vor allem von mitteleuropäischen Böden, führt langfristig zu einer Beeinflussung der natürlichen Funktionalität des Bodens. Durch die mineralische Düngung sowie Zufuhr hoher Mengen an Wirtschaftsdüngern, resultierend aus extensiver Viehwirtschaft, wird das natürliche Verhältnisse zwischen Kohlenstoff- und Stickstoffgehalt im Boden zu Gunsten von Stickstoff verschoben [SIEBERT, 2005]. Hierdurch wird ein niedrigeres C/N-Verhältnis eingestellt, was auf Bodenmikroorganismen eine stimulierende Funktion hat und die Mineralisierung von organischer Substanz beschleunigt [ZIMMERMANN et al., 2006]. Die Stickstoffüberschüsse europäischer Böden im Jahr 2005 sind Abbildung 4 zu entnehmen. Diese Überschüsse an Stickstoff sind bis zum Jahr 2013 nahezu unverändert geblieben [STATISTISCHES BUNDESAMT, 2015]. Dies kann exemplarisch am Beispiel Deutschlands belegt werden (vgl. Abbildung 5). Ein Vergleich von Abbildung 4 und Abbildung 6, in der der Rinderbestand je Quadratkilometer dargestellt ist, verdeutlicht den von SIEBERT (2005) beschriebenen Zusammenhang zwischen Nutztierbestand und Stickstoffüberschuss. Darüber hinaus führt SIEBERT (2005) eine gesteigerte biologische Stickstofffixierung resultierend aus der Ausdehnung landwirtschaftlich genutzter Flächen als Ursache für den Stickstoffüberschuss an.



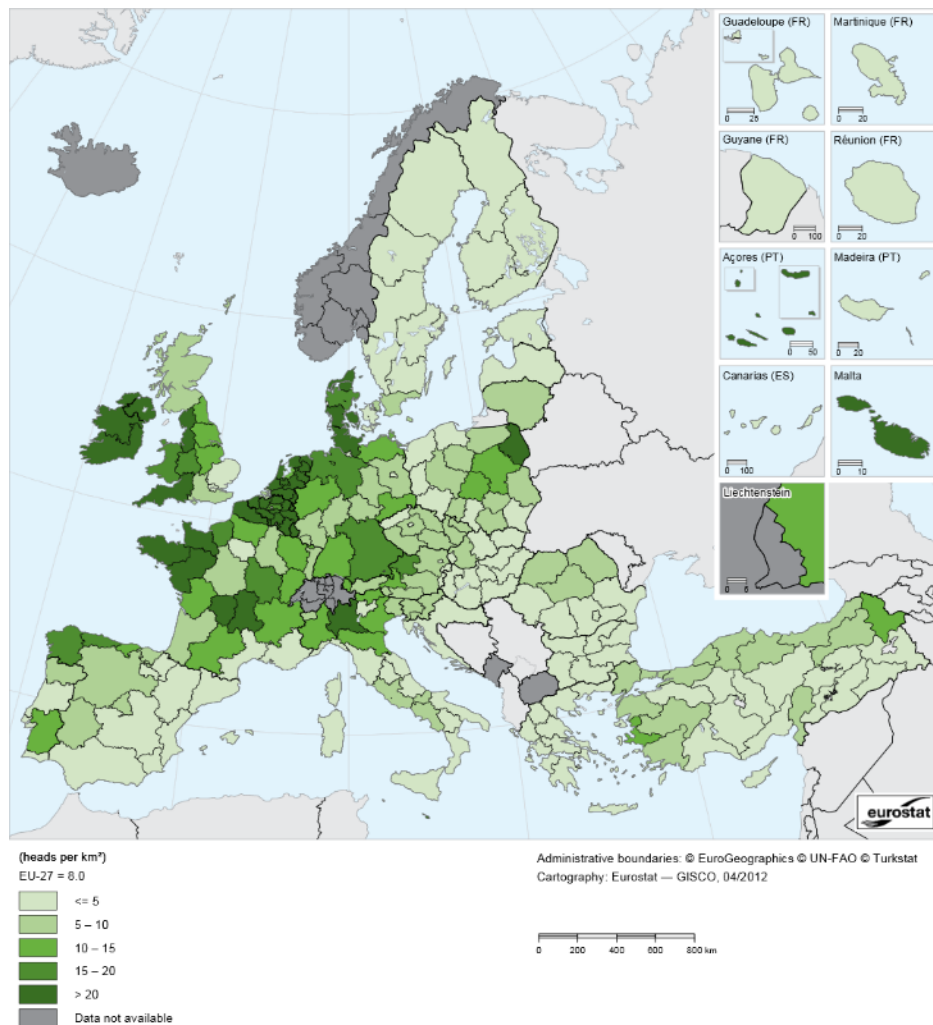
**Abb. 4: Stickstoffüberschüsse in Europäischen Böden als Ergebnis von Überdüngung bzw. verminderter Aufnahme durch Pflanzen [nach BOURAOUI et al., 2009]**



**Stickstoffüberschüsse der Gesamtbilanz Deutschland  
in kg/ha landwirtschaftlich genutzter Fläche**



**Abb. 5: Stickstoffüberschüsse der Gesamtbilanz Deutschland als Ergebnis von Überdüngung bzw. verminderter Aufnahme durch Pflanzen [STATISTISCHES BUNDESAMT, 2015a]**



**Abb. 6: Viehbestand je km², Dezember 2010 [EUROSTAT, 2012]**

NEFF et al. (2002) beschreiben die Möglichkeit, dass die Böden einen Teil ihres Kohlenstoffs verlieren, der sich in Folge dessen dem Kohlenstoffdioxid in der Atmosphäre hinzu addiert. Auf Grund der Gegebenheit, dass der Kohlenstoff-Pool (global 2.500 Pg [HÜLSBERGEN, 2011]) des Bodens sehr groß ist, könnte bereits „eine kleine Veränderung große Auswirkungen auf die Atmosphäre und damit auf das Klima haben“ [NEFF et al., 2002, S. 916]. In Ihren Ausführungen gehen NEFF et al. (2002) sogar soweit zu behaupten, dass „die Probleme, die der veränderte Stickstoff-Zyklus mit sich bringt, gravierender sind als das, was wir - zumindest derzeit - beim Klimawandel beobachten können“ [NEFF et al., 2002, S. 917].

Abbildung 7 zeigt nach SCHULZE (2000) schematisch die komplexen Zusammenhänge zwischen Kohlenstoff- und Stickstoffkreislauf. Es wird deutlich, dass durch die Zufuhr von anthropogenem Stickstoff, der Kohlenstoffhaushalt des Bodens beeinflusst wird. So ist zu befürchten, dass durch den Eintrag von bisher limitierenden Elementen (Stickstoff, Phosphor, Kalium) die Umsetzung der Biomasse beschleunigt wird. Dieser forcierte Streuabbau könnte eine verstärkte Freisetzung von Kohlenstoffdioxid nach sich ziehen. Die Anwendung und Aufbringung von kohlenstoffreichen Substraten auf landwirtschaftlich genutzte Flächen birgt daher das Potenzial ein stabiles Gleichgewicht sicherzustellen.

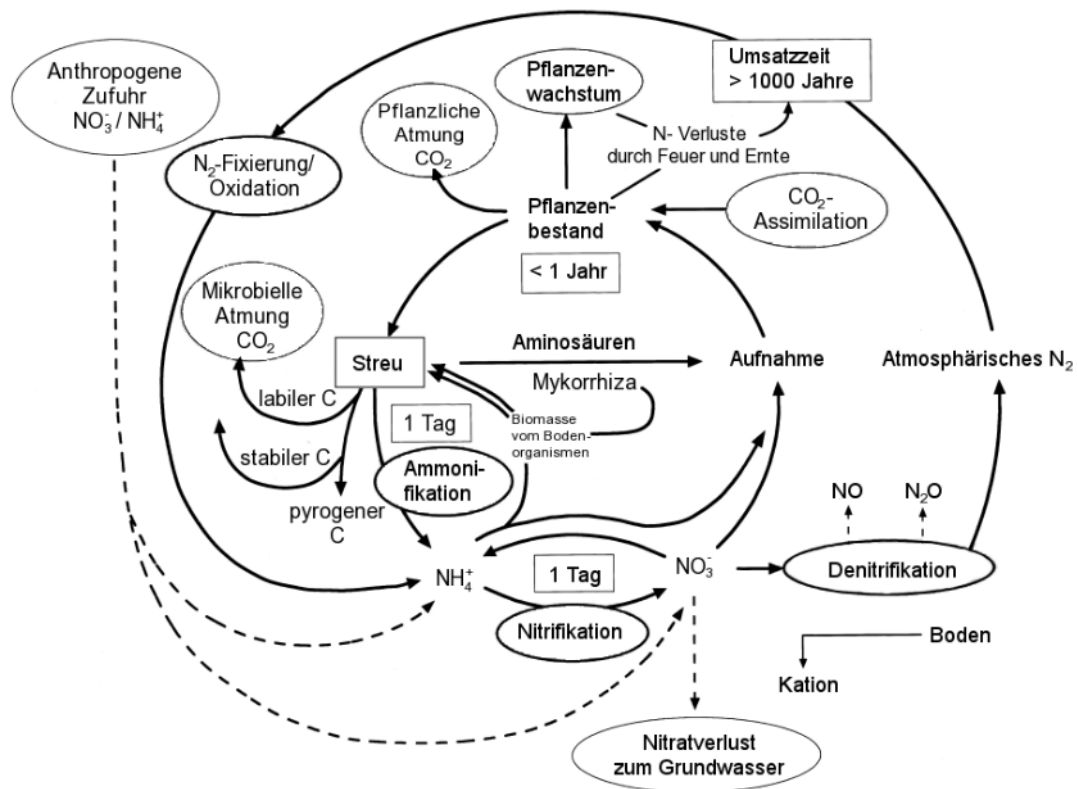


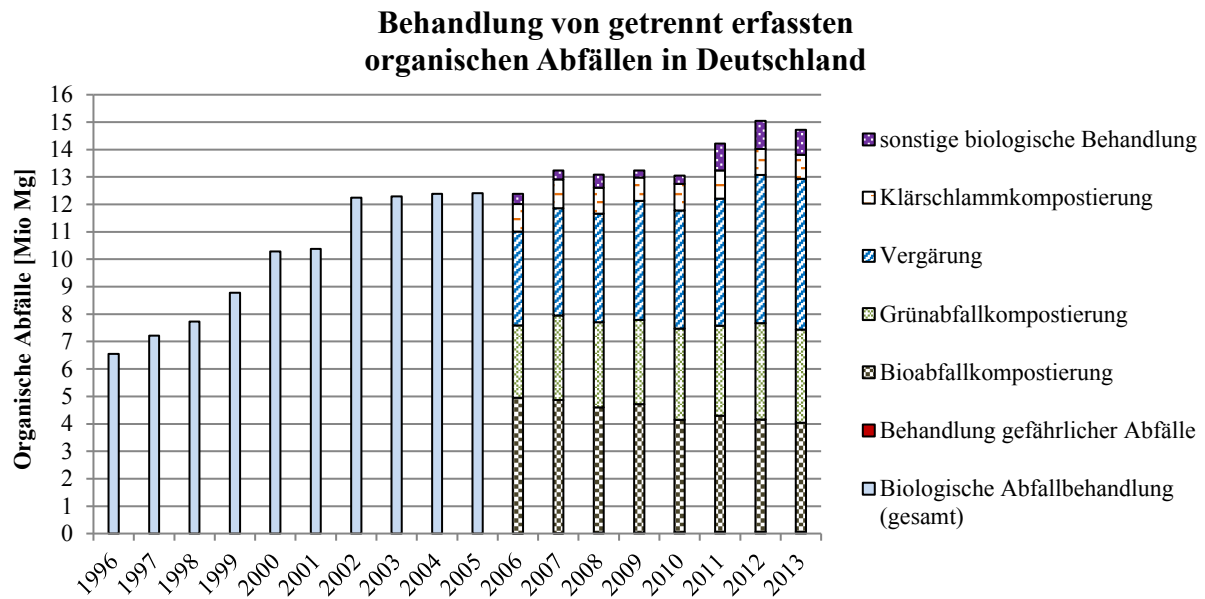
Abb. 7: Umsatzzeiten und Prozesse des globalen Stickstoffkreislaufs [geändert nach SCHULZE, 2000]

### 2.3 Bioabfall- und Grünschnittaufkommen in Deutschland

Vor mehr als zwei Jahrzehnten wurde in Deutschland begonnen, biogene Abfälle getrennt zu erfassen [KERN et al., 2012]. Bis 2002 stieg die Menge der separat erfassten und verwerteten biogenen Reststoffe kontinuierlich an und stagnierte seitdem auf einem Niveau von 12 bis 13 Millionen Megagramm pro Jahr [STATISTISCHEN BUNDESAMTES, 2015b]. Die Entwicklung des Bioabfallaufkommens ist in Abbildung 8 dargestellt. Nach Angaben des STATISTISCHEN BUNDESAMTES (2015b) wurden im Jahr 2013 in Deutschland 14,65 Millionen Megagramm biogene Abfälle erfasst. Diese Menge umfasst Bioabfälle aus Haushalten, Garten- und Parkabfälle sowie Abfälle aus der Lebensmittelverarbeitung, aus Gaststätten und Großküchen sowie ausgewählte Rückstände der Landwirtschaft. Über die Biotonne wurden im Jahr 2013 dabei von öffentlichen und privaten Entsorgern 4,235 Millionen Megagramm Bioabfälle gesammelt [STATISTISCHEN BUNDESAMTES, 2015b], das einem spezifischen Aufkommen von 51,7 kg/(EW\*a) entspricht.

Die Steigerung der getrennten Erfassung organischer Abfälle ab dem Jahr 2011 auf über 14 Millionen Megagramm im Vergleich zu den Vorjahren geht im Wesentlichen auf die intensive Diskussion des Entwurfes zur Novelle des Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG) zurück. Diese wurde am 24. Februar 2012 parlamentarisch verabschiedet und regelt die verpflichtende getrennte Sammlung von Bioabfällen. Vor der Novellierung waren laut KERN et al. (2012) lediglich 56 Prozent der Verbraucherinnen und Verbraucher an die getrennte Erfassung über die Biotonne angeschlossen. Diese ist nach KrWG spätestens bis zum 1. Januar 2015 flächendeckend einzuführen. KERN und SIEPENKOTHEN (2014) gehen jedoch davon aus, dass ein hundertprozentiger Anschlussgrad infolge der Novellierung nicht zu erreichen ist.

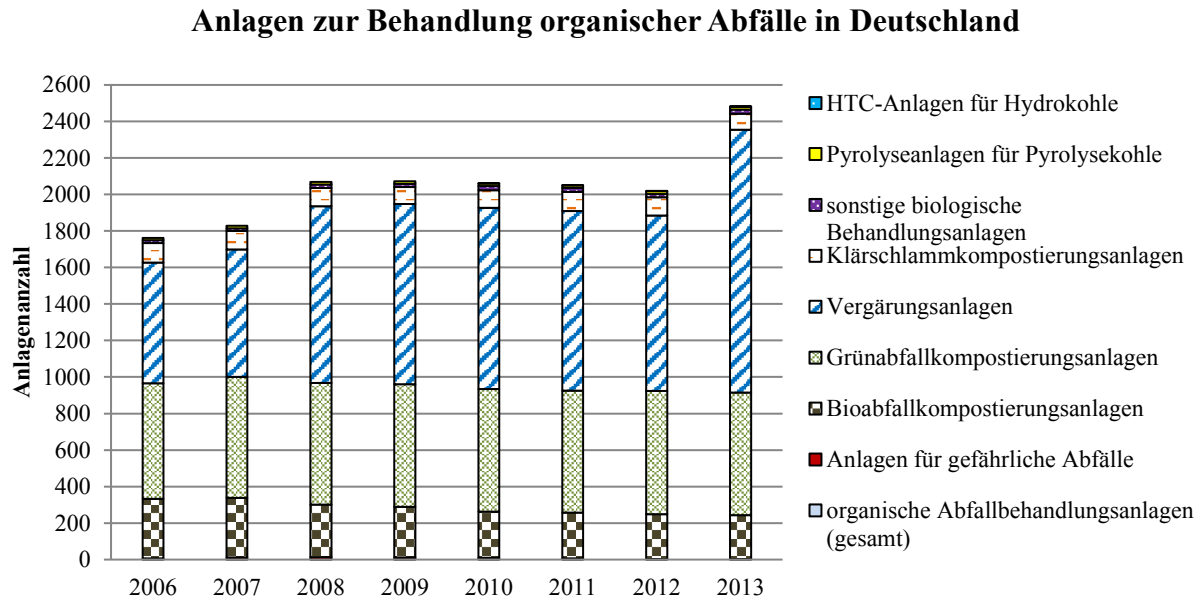
Ungeachtet dessen beschreibt ZENTNER (2015) ein signifikantes Steigerungspotenzial in der getrennten Erfassung von Bioabfällen aus Haushalten. Basierend auf verschiedenen Erhebungen kommt er zu einem Küchenabfallpotenzial von bis zu 82,3 kg/(EW\*a) [ZENTNER, 2015]. Verglichen mit dem spezifischen Aufkommen getrennt erfasster Bioabfälle von 51,7 kg/(EW\*a) (2011) würde dies ein Steigerungspotenzial von etwa 59 Prozent oder 2,5 Millionen Megagramm zusätzlich zu erfassende Bioabfälle bedeuten.



**Abb. 8: Behandlung von getrennt erfassten organischen Abfällen in Deutschland, nach STATISTISCHES BUNDESAMTES (2015b)**

Aus Abbildung 8 geht ebenfalls hervor, dass 2013 der überwiegende Teil der erfassten organischen Abfälle kompostiert wird und zunehmend mehr in Biogasanlagen vergoren wird. Alternative Behandlungsverfahren wie die hydrothermale Carbonisierung mit 3 Anlagen (Jahr: 2012 [SCHMIDT, 2014; BUSINESSWIRE, 2012]) oder die Pyrolyse mit 15 Anlagen (Jahr: 2012 [STATISTISCHEN BUNDESAMTES, 2015b]) haben derzeit eine untergeordnete Bedeutung bei der Verwertung von organischen Abfällen. Im Jahr 2013 gab es in Deutschland 912 Kompostierungsanlagen und 1439 Vergärungsanlagen bzw. Kombinationen aus Kompostierungs- und Vergärungsanlagen [STATISTISCHEN BUNDESAMTES, 2015b], wobei die überwiegende Mehrzahl der Vergärungsanlagen landwirtschaftliche Reststoffe, wie zum Beispiel Gülle, verwertete.

2011 wurden nach KERN & SPRICK (2011) Bioabfälle aus Haushalten und Gewerbe sowie Garten- und Parkabfälle lediglich in knapp 100 Vergärungsanlagen eingesetzt [KERN & SPRICK, 2011]. Nach FRICKE et al. (2013) wurden im Jahr 2010 sogar nur in lediglich 63 Anlagen Bioabfälle als Hauptsubstrat verwertet. Abbildung 9 gibt einen Überblick über die Entwicklung der eingesetzten Behandlungsverfahren in Deutschland seit 2006.



**Abb. 9: Behandlungsverfahren zur Verwertung getrennt erfasster organischer Abfälle in Deutschland, nach STATISTISCHES BUNDESAMT (2015b), SCHMIDT (2014) und BUSINESSWIRE (2012).**

Aus den 14,66 Millionen Megagramm organischen Abfällen wurden 2013 5,02 Millionen Megagramm Kompost und 4,74 Millionen Megagramm Gärreste hergestellt [STATISTISCHES BUNDESAMTES, 2015b]. Die 9,76 Millionen Megagramm Bioabfall-, Grünschnitt- und Gärrestkomposte bergen das Potenzial, die in Deutschland gewonnen 10 Mio. Kubikmeter Torf (~6,5 Mio Mg) [BMU, 2011] zu substituieren [SPRINGER, 2010]. Nach POLETSCHNY (1989) und VOGTMANN et al. (1989) eignet sich Kompost als Torfersatzstoff, da er dem Boden Nährstoffe und organische Substanz zuführt und die Bodenstruktur verbessert [POLETSCHNY, 1989; VOGTMANN et al., 1989]. Voraussetzung hierfür ist jedoch die getrennte Erfassung der Bioabfälle, da sich nur hieraus hochwertige Komposte und Gärrückstände für die Nutzung in Landwirtschaft und Garten produzieren lassen [KEHRES, 2012].

## 2.4 Rechtliche Bestimmungen

### **Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG)**

Der Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten wird in Deutschland durch das Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) geregelt. Ziel des Gesetzes ist es, nachhaltig die Funktionen des Bodens zu sichern oder bei Schädigung die ursprünglichen Funktionen wiederherzustellen [BBodSchG, 2012]. Die Erfüllung der Vorsorgepflicht bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung wird in § 17 Abs. 1 und 2 BBodSchG (2012) geregelt. Als Grundsätze der guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung werden in § 17 BBodSchG (2012) die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und Leistungsfähigkeit des Bodens als natürlicher Ressource angeführt. Insbesondere vor dem Hintergrund der fortschreitenden Bodendegradation [EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, 2009a; KOLBE, 2009; JONES et al., 2012] gewinnen diese Grundsätze vermehrt an Bedeutung für die

landwirtschaftliche Bewirtschaftung von Böden. Nach BBodSchG (2012) gehören zur guten fachlichen Praxis bei der Bewirtschaftung von Agrarflächen, dass:

1. die Bodenbearbeitung unter Berücksichtigung der Witterung grundsätzlich standortangepasst zu erfolgen hat,
2. die Bodenstruktur erhalten oder verbessert wird,
3. Bodenverdichtungen, so weit wie möglich, vermieden werden,
4. Bodenabträge, durch eine standortangepasste Nutzung, möglichst vermieden werden,
5. die naturbetonten Strukturelemente der Feldflur, insbesondere Hecken, Feldgehölze, Feldraine und Ackerterrassen, die zum Schutz des Bodens notwendig sind, erhalten werden,
6. die biologische Aktivität des Bodens durch entsprechende Fruchtfolgegestaltung erhalten oder gefördert wird und
7. der standorttypische Humusgehalt des Bodens, insbesondere durch eine ausreichende Zufuhr an organischer Substanz oder durch Reduzierung der Bearbeitungsintensität, erhalten wird.

Nach JONES et al. (2012), REIBE (2015) sowie BRUNOTTE et al. (2015) sollte in diesem Kontext insbesondere ein Schwerpunkt auf dem siebten Punkt liegen, da eine Rückführung der organischer Substanz als notwendig erachtet wird, um schädliche Einwirkungen auf das Schutzgut Boden zu vermeiden.

### ***Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV)***

Ergänzende Regelung zum Bodenschutz werden in der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV) geregelt. Die Verordnung stellt in § 1 Nr. 4 Anforderungen an die Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderungen nach § 7 BBodSchG und definiert darüber hinaus Anforderungen an das Aus- und Einbringen von Materialien [BBodSchV, 2012]. Des Weiteren legt die Verordnung Prüf- und Maßnahmenwerte sowie Vorsorgewerte einschließlich der zulässigen Zusatzbelastung fest. Diese Vorsorgewerte variieren bezüglich der Bodenart und sind auszugsweise in Tabelle 1 für Schwermetalle dargestellt. Diese Werte haben eine indirekte Auswirkung auf die Art und die Menge des Einsatzes von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln.

**Tab. 1: Vorsorgewerte für Metalle gemäß § 8 Abs. 2 Nr. 1 des BBodSchG (in mg/kg Trockenmasse, Feinboden, Königswasseraufschluß)**

Bodenart	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Hg [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Zn [mg/kg]
Ton	1,5	60	100	1	70	100	200
Lehm/ Schluff	1	60	40	0,5	50	70	150
Sand	0,4	30	20	0,1	15	40	60

### **Bioabfallverordnung (BioAbfV)**

Die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden wird in Deutschland durch die Bioabfallverordnung (BioAbfV) geregelt. Die Verordnung regelt neben der Bioabfallbegriffsbestimmung (Anhang 1 BioAbfV), die Behandlung sowie die Untersuchung von Bioabfällen und Gemischen und hat eine Regelungswirkung für Entsorgungsträger, Abfallbesitzer, Einsammler, Bioabfallbehandler, Gemischhersteller und Bewirtschafter von landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Böden [BioAbfV, 2013]. Die BioAbfV (2013) definiert neben Anforderung an die hygienisierende Behandlung, die Probenahme und -aufbereitung ebenfalls Grenzwerte hinsichtlich Schwermetallen und Pathogenen. Die hygienisierende Behandlung der Bioabfälle hat nach Maßgabe des Anhang 2 BioAbfV entweder durch eine:

- Pasteurisierung bei 70°C, mind. 1 h Behandlungsdauer, max. Kantenlänge von 12 mm
- aerobe hygienisierende Behandlung (thermophile Kompostierung), Wassergehalt mind. 40 %, pH-Wert um 7, sowie:
  - Einwirktemperatur von mind. 55 °C über 2 Wochen,
  - Einwirktemperatur von mind. 60 °C über 6 Tage, oder
  - Einwirktemperatur von mind. 65 °C über 3 Tage
 auf das gesamte Rottematerial
- anaerobe hygienisierende Behandlung (thermophile Vergärung), Behandlungstemperatur im thermophilen Bereich (mind. 50 °C) über die Mindestverweilzeit im Fermenter
- anderweitige Hygienisierungsbehandlung, die nach Anhang 2 Nr. 4 BioAbfV auf seuchen- und phytohygienische Unbedenklichkeit (vgl. Kap. 2.6) zu prüfen ist

zu erfolgen [BioAbfV, 2013].

Die Schwermetallgrenzwerte der BioAbfV zur Bestimmung der Art und Menge der Aufbringung können Tabelle 2 entnommen werden. Unabhängig von düngemittelrechtlichen Regelungen dürfen auf Böden innerhalb von drei Jahren nicht mehr als 20 Tonnen Trockenmasse Bioabfälle oder Gemische je Hektar aufgebracht werden [BioAbfV, 2013]. Die zulässige Aufbringungsmenge kann jedoch auch bis zu 30 Tonnen je Hektar innerhalb von drei Jahren betragen, wenn die Schwermetallgehalte die in § 4 Absatz 3 Satz 2 festgelegten Grenzwerte nicht überschreiten [BioAbfV, 2013].

**Tab. 2: Schwermetallgrenzwerte der Bioabfallverordnung**

Chemische Verbindung	BioAbfV § 4 Abs.3 Satz 2	BioAbfV § 4 Abs.3 Satz 1
Cd [mg/kg]	1	1,5
Cr [mg/kg]	70	100
Cu [mg/kg]	70	100
Hg [mg/kg]	0,7	1
Ni [mg/kg]	35	50
Pb [mg/kg]	100	150
Zn [mg/kg]	300	400

### Düngemittelverordnung (DüMV)

Das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln wird in Deutschland durch die Düngemittelverordnung (DüMV) geregelt. Die Verordnung regelt neben den Begriffsbestimmungen, die Zulassung, das Inverkehrbringen sowie damit zusammenhängende Anforderungen an die Seuchen- und Phytohygiene und an die Düngemittelkennzeichnung. Im Vergleich zur Bioabfallverordnung regelt die DüMV nicht nur das Inverkehrbringen von behandelten organischen Abfällen, sondern auch von Substraten wie Kohlen oder Wirtschaftsdüngern (Stalldung, Gülle).

Die in der DüMV festgelegten Schadstoffgrenzwerte sind im Vergleich zur BioAbfV weniger strikt, wenngleich neben den Schwermetallen zusätzlich perfluorierte Tenside sowie PCB und Dioxine gelistet sind. Tabelle 3 stellt die Schwermetallgrenzwerte dar und zeigt darüber hinaus weitere kennzeichnungspflichtige Nährstoffe sowie deren Grenzwerte. Eine maximale Aufbringung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln wird durch die DüMV nicht direkt geregelt. Mengenbeschränkungen, Anwendungszeiträume und zulässige Anwendungstechniken werden in der Düngeverordnung (DüV) gesondert geregelt. Die DüMV (2012) appelliert lediglich an die gute fachliche Praxis bei der Anwendung (§ 6 Abs. 1 Nr. 2 DüMV). Darüber hinaus wird den zuständigen behördlichen Kontrollstellen der Länder die Möglichkeit eingeräumt, das Inverkehrbringen einzuschränken oder zu untersagen, um Schäden für die Gesundheit von Menschen und Tieren oder Gefährdungen des Naturhaushalts zu vermeiden (§ 4 Abs. 5 Satz 2 DüMV). Die in der DüMV geregelten Anforderungen bezüglich Seuchen- und Phytohygiene sind vergleichbar mit den Regelungen der BioAbfV, wenngleich weiterführende Regelungen getroffen werden. So sind pilzliche Erreger mit widerstandsfähigen Dauerorganen genauso vor dem Inverkehrbringen auszuschließen wie die in der Richtlinie 2000/29/EG genannten Schadorganismen [DüMV, 2012]. Die zuletzt genannte Richtlinie der Europäischen Union hat zum Ziel, die Ausbreitung von lokal auftretenden Schadorganismen zu unterbinden, wobei die darin angeführten Regelungen einzelfallspezifisch sind und keine Allgemeingültigkeit besteht. Dies führt dazu, dass nicht jedes in Verkehr gebrachte Düngemittel auf alle Organismen geprüft werden muss, sondern lediglich eine Prüfung im Verdachtsfall notwendig wird.

**Tab. 3: Schwermetall- und Nährstoffgrenzwerte der Düngemittelverordnung**

Schwermetalle	DüMV Anlage 2 Tabelle 1.4	Nährstoffe	DüMV Anlage 2 Tabelle 1.4
Cd [mg/kg]	1,5	N <sub>ges</sub> [%]	25
Cr [mg/kg]	300±50%	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> [%]	25
Cu [mg/kg]	500	S <sub>ges</sub> [%]	50
Hg [mg/kg]	1	MgO [%]	50
Ni [mg/kg]	80	K <sub>2</sub> O [%]	25
Pb [mg/kg]	150	CaO [%]	50
Zn [mg/kg]	1000		



## 2.5 Verfahren zur Verwertung organischer Reststoffe

### 2.5.1 Aerobe biologische Behandlung

Wie bereits in Kapitel 2.3 beschrieben stellt die aerobe biologische Behandlung, auch als Kompostierung bezeichnet, das am stärksten verbreitete Behandlungsverfahren für organische Reststoffe dar. Die Rotte ist dabei der zentrale Verfahrensschritt innerhalb einer Kompostierungsanlage. Im Wesentlichen werden Rottesysteme in zwei Varianten unterteilt, zur Umwelt offene oder geschlossene Systeme, wobei die offenen Systeme in Deutschland vorherrschend sind [KERN, 2012]. Nach der Form der Substrataufschüttung oder des Reaktors kann man weiterhin in Mieten-, Tunnel-, Hallen-, Boxen-, Container-, Turm- und Trommelsysteme differenzieren. Eine Übersicht über die Systeme gibt Tabelle 4.

**Tab. 4: Beschreibung der baumustergeprüften Kompostierungsverfahren nach KEHRES et al. (2010)**

Baumuster Kategorie	Verfahren	Beschreibung
1	Boxen- und Containerverfahren	Die Intensivrotte erfolgt in einem abgeschlossenen zwangsbelüfteten Raum. Kompostierungsanlagen betreiben in der Regel mehrere solche als Box, Container oder Rottezelle bezeichneten Module. Die Module können optional mit Umsetzaggregate betrieben werden. Die Prozesssteuerung erfolgt individuell für jede Box/Container.
2	Brikolare	Aufbereiteter Kompostrohstoff wird zu Presslingen verarbeitet und auf Paletten gestapelt. Die Rotte verläuft statisch (d.h. ohne Umsetzung) in einer geschlossenen Halle.
3	Tunnel- und Zeilenverfahren	Die Intensivrotte findet in Tunnel ähnlichen „Silos“ statt. Bei der Tunnel- und Zeilenkompostierung können einzelne Segmente des Rottekörpers getrennt voneinander gesteuert werden. Bei nach oben offener Zeilenkompostierung findet normalerweise eine Umsetzung des Materials in Intervallen statt. Beim Tunnelverfahren sind die Zeilen nach oben verschlossen, Umsetzungsvorgänge sind optional.
4	Trommelverfahren	Eine Intensivrottephase findet in absätzig oder kontinuierlich betriebenen Rottetrommeln statt. Durch Drehbewegung der Trommel wird außerdem eine Materialdurchmischung und -zerkleinerung vorgenommen. Die Verweilzeit in der Trommel kann bis zu 7 Tagen betragen. Im Anschluss an die Behandlung in der Trommel findet in der Regel eine Mietenkompostierung statt.
5	Eingehauste Mietenkompostierung	Die Kompostierung wird in geschlossenen Hallen durchgeführt. Als Mietenkörper werden i.d.R. Tafelmieten aufgebaut, die druck- oder saugbelüftet werden. Umsetzungen und Materialtransport erfolgen i.d.R. mittels automatischen Aggregaten.
6	Offene und überdachte Mietenkompostierung	Kompostrohstoffe werden zu Dreiecks- oder Tafelmieten aufgebaut und mit oder ohne Überdachung kompostiert. Hierbei kommen unterschiedliche Umsetzaggregate zur Anwendung.
7	Miete eingehaust (Membranabdeckung)	Kompostrohstoffe werden im Freien zu Dreiecks- oder Tafelmieten aufgebaut und mit einer Folie abgedeckt. Die Mieten werden i.d.R. belüftet.

Die Durchsatzkapazitäten der verschiedenen Rottesysteme sind sehr variabel und reichen nach KÖRNER und VISVANATHAN (2006) von unter 6.000 Megagramm bis über 180.000 Megagramm pro Jahr. Die Einstellung der Rottebedingungen erfolgt bei der Kompostierung durch die Steuerung der Umsetzung, Belüftung sowie Befeuchtung und beeinflusst im Wesentlichen die Behandlungsdauer. Sie kann von unter einem Monat bis über ein Jahr betragen und wird überdies von der Abfallart und Produktqualität bestimmt.

Darüber hinaus unterscheiden sich die Rottesysteme hinsichtlich der Auf- und Nachbereitungstechniken sowie der Emissionsbehandlung teilweise deutlich. Die Auf- und Nachbereitung kann Techniken wie das Sieben, Schreddern, Sortieren, Homogenisieren und Mischen umfassen. Hauptziele der Aufbereitung sind dabei die Einstellung geeigneter Rottebedingungen, die Anpassung der Produkteigenschaften sowie das Entfernen von Störstoffen [KÖRNER, 2008]. Innerhalb der unterschiedlichen Kompostierungsanlagen werden allerdings nicht immer alle Verfahrensschritte ausgeführt. So entfällt die Behandlung der Emissionen insbesondere bei offenen Systemen nahezu vollständig, weil die Emissionen entweder zu geringfügig sind oder keine legislativen Auflagen zur Behandlung bestehen.

In den Tabellen 5 bis 7 sind exemplarisch nach VOGT et al. (2002) die technischen Daten einer geschlossenen Kompostierung mit Aufbereitung, Hauptrotte und Nachrotte dargestellt. Den Tabellen 8 bis 10 sind die technischen Daten einer offenen Kompostierung zu entnehmen.

**Tab. 5: Technische Daten Aufbereitung geschlossene Kompostierung [VOGT et al., 2002]**

Aggregat	Energieverbrauch (kWh <sub>el</sub> /Mg Abfall)
Abluftreinigung	8,1
Trommelsieb	3,0
Magnetscheider	0,5
Zerkleinerung	2,6
Behandlungserfolg (Bioabfall aus Haushalten)	5% Störstoffe

**Tab. 6: Technische Daten zur geschlossene Hauptrotte [VOGT et al., 2002]**

Energieverbrauch (kWh <sub>el</sub> /Mg Abfall) Containerkompostierung	10,0
Wassergehalt Frischkompost	50%
Wasserbedarf	2% der Inputmasse
Abwassermenge	0,125 m <sup>3</sup> /Mg Input Rotte
Abbauleistung Kohlenstoff bzw. Organik	16% bez. auf C-Gehalt bzw. oTS
Abbauleistung Stickstoff	10,67% bez. auf N <sub>ges</sub>

**Tab. 7: Technische Daten zur geschlossene Nachrotte [VOGT et al., 2002]**

Energieverbrauch (kWh <sub>el</sub> /Mg Abfall) Abluftreinigung	19,3
Energieverbrauch (kWh <sub>el</sub> /Mg Abfall) Umsetzer	10,0
Wassergehalt Fertigungskompost	40%
Wasserbedarf	20% bez. auf Input Nachrotte
Abwassermenge	0,165 m <sup>3</sup> /Mg Input Nachrotte
Abbauleistung Kohlenstoff bzw. Organik	60% gesamt inklusive Hauptrotte
Abbauleistung Stickstoff	40% gesamt inklusive Hauptrotte

**Tab. 8: Technische Daten Aufbereitung offene Kompostierung [nach VOGT et al., 2002]**

Aggregat	Energieverbrauch (kWh <sub>el</sub> /Mg Abfall)
Trommelsieb	0,7 (bzw. 0,2 l Diesel/Mg Abfall bei $\eta_{el} = 0,2971$ l/kWh <sub>el</sub> nach SCHMUTZLER (2012))
Magnetscheider	0,5
Zerkleinerung	8,7 (bzw. 2,6 l Diesel/Mg Abfall bei $\eta_{el} = 0,2971$ l/kWh <sub>el</sub> nach Schmutzler (2012))
Behandlungserfolg (Bioabfall aus Haushalten)	5% Störstoffe

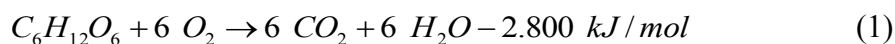
**Tab. 9: Technische Daten zur offenen Hauptrotte (3 Wochen) [nach VOGT et al., 2002]**

Energieverbrauch (kWh <sub>el</sub> /Mg Abfall) für Mietenkompostierung (3 mal pro Woche umgesetzt)	6,7 (bzw. 2,0 l Diesel/Mg bei $\eta_{el} = 0,2971$ l/kWh <sub>el</sub> nach SCHMUTZLER (2012))
Wassergehalt Frischkompost	50%
Wasserbedarf	20% der Inputmasse
Abwassermenge	0,023 m <sup>3</sup> /Mg Input Rotte
Abbauleistung Kohlenstoff bzw. Organik	30% bez. auf C-Gehalt bzw oTS
Abbauleistung Stickstoff	20% bez. auf N <sub>ges</sub>

**Tab. 10: Technische Daten zur offenen Nachrotte (7 Wochen) [nach VOGT et al., 2002]**

Energieverbrauch (kWh <sub>el</sub> /Mg Abfall) für Mietenkompostierung (14-tägig einmal umgesetzt)	2,6 (bzw. 0,76 l Diesel/Mg bei $\eta_{el} = 0,2971$ l/kWh <sub>el</sub> nach SCHMUTZLER (2012))
Wassergehalt Fertigungskompost	40%
Wasserbedarf	10% bez. auf Input Nachrotte
Abwassermenge	-
Abbauleistung Kohlenstoff bzw. Organik	60% gesamt inklusive Hauptrotte
Abbauleistung Stickstoff	40% gesamt inklusive Hauptrotte

Aus den Tabellen 5 bis 10 wird deutlich, dass der technische und energetische Aufwand bei den geschlossenen Systemen im Vergleich zu den offenen Systemen höher ist, wenngleich die Abbauleistungen vergleichbar sind. Sowohl offenen als auch geschlossenen Rottensystemen ist gemein, dass der Reaktionsmechanismus wie von HUPE et al. (1998) beschrieben nach Gleichung 1 erfolgt.



Darüber hinaus ist der Rotteverlauf wie von LINZNER et al. (2005) beschrieben bei nahezu allen Rottensystemen gleich, abgesehen von der Behandlungsdauer. Anhand der Abbildung 10 wird exemplarisch der Rotteverlauf beziehungsweise auf unterschiedliche Prozessparameter visualisiert. So ist der biologische Umsetzungs- und Abbauprozess im Rahmen der Kompostierung von einer stark exothermen Reaktion zu Beginn der Behandlung geprägt, sodass Prozesstemperaturen von über 65°C erreicht werden. Dies geht während der Hauptrotte einher mit einer starken Mineralisierung der Ausgangsstoffe sowie daraus resultierend hohen Emissionen.

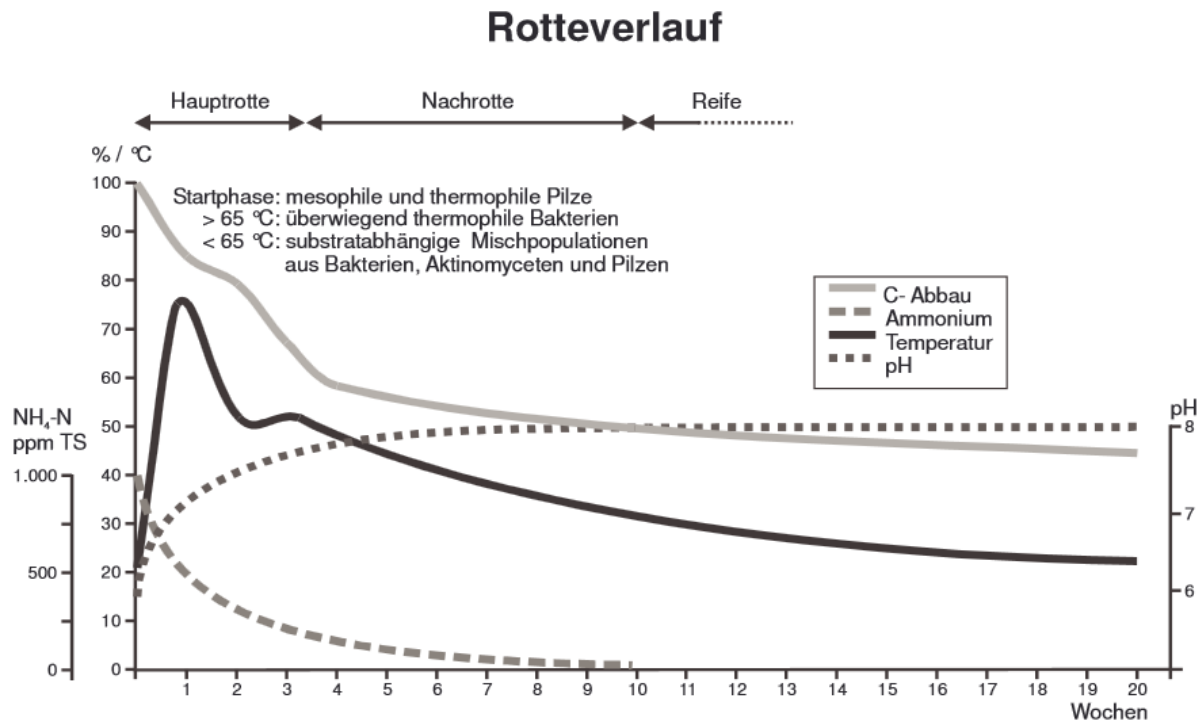


Abb. 10: Darstellung von Temperatur, Kohlenstoffabbau, Ammoniumfreisetzung und pH-Wert unter optimalen Bedingungen über eine Rottezeit von 20 Wochen [nach LINZNER et al., 2005]

Im Anschluss an die thermophile Hauptrotte schließt sich eine mesophile Nachrotte an, in der substratabhängig verschiedene Populationen an Bakterien, Aktinomyzeten und Pilzen das biologische Habitat und die Umsetzungsvorgänge prägen [LINZNER et al., 2005]. Nach GUGGENBERGER (2008) sollen die dabei in der Heißrotte unvollständig abgebauten Metabolite durch die vorherrschende Biozönose zum Teil in Huminstoffe umgesetzt werden. Nach GRASSINGER (1998) haben dabei folgende Faktoren einen Einfluss auf die Huminstoffbildung bei Komposten:

- Temperatur
- Mikrobielle Aktivität
- Ausgangsmaterialien
- pH-Wert / Basensättigung
- Sauerstoffverfügbarkeit

Die hohen Temperaturen der Heißrotte sollen nach GRASSINGER (1998) und ZIECHMANN (1996) die Bildung von Huminsäuren und Huminstoffen begünstigen. In diesem Kontext verweist GRASSINGER (1998) ebenfalls auf den engen Zusammenhang zwischen Humifizierung und Mineralisierung. So scheiden Mikroorganismen im Verlauf der Heißrotte extrazelluläre Enzyme aus, um leicht abbaubare Makromoleküle in kleine Bruchstücke zu zerlegen [GRASSINGER, 1998]. Hierbei kommt es nach GRASSINGER (1998) zu einem Überschuss an Metaboliten, die von den Mikroorganismen nur zum Teil in den Stoffwechsel aufgenommen werden können. Ein weiterer Teil dieser Metaboliten steht dem Humifizierungsprozess und somit dem Aufbau höhermolekularer Verbindungen zur Verfügung [GUGGENBERGER, 2008].

Das Ausgangsmaterial und die Mikroorganismen sind laut GUGGENBERGER (2008) dabei von wesentlicher Bedeutung für den Prozess der Humifizierung und stehen zusammen mit anderen Einflussfaktoren in Wechselwirkung. So bestimmt das Ausgangsmaterial den pH-Wert, die Versorgung mit Nährstoffen und die mikrobielle Aktivität. Letztere wirkt sich auf die Abbauintensität (Bildung von Metaboliten) und letztlich auf den Temperaturverlauf aus.

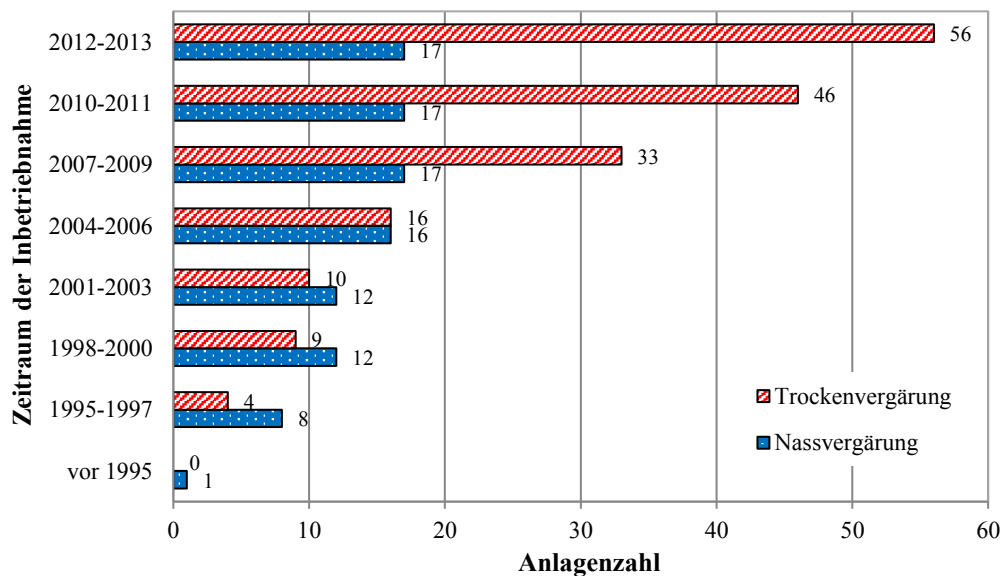
Neben den genannten Faktoren ist jedoch auch der zentrale Verfahrensschritt der Kompostierung, die mechanische Umsetzung und Belüftung, näher zu beleuchten sowie der mögliche Einfluss der Sauerstoffversorgung bei der Humifizierung zu betrachten. Nach GRASSINGER (1998) wirken sich höhere Belüftungsraten positiv auf die Entwicklung und Stabilisierung der Huminsäuren aus. Am Ende von Kompostierungsversuchen zeigte sich etwa, dass es bei starker Belüftung zu einem Anstieg der Huminsäuregehalte kam. Bei sehr niedrigen Belüftungsraten war sogar eine Abnahme der zuvor gebildeten Huminsäuren zu beobachten [GRASSINGER, 1998]. Nach BINNER (2007) fördert jedoch eine zu intensive Belüftung und die daraus resultierende hohe biologische Aktivität die Mineralisierung und nicht die Humifizierung der organischen Substanz. Demnach sollen sich nach SMIDT et al. (2008) bei knapper Sauerstoffversorgung die besten Humifizierungsraten ergeben. Diese knappe Sauerstoffversorgung kommt vor allem am Beginn der Rotte zustande die durch eine starke Sauerstoffzehrung auf Grund einer hohen Mikroorganismenaktivität geprägt ist. Dies kann im Inneren der Mieten zu anaeroben Zonen auf Grund von hohem Sauerstoffverbrauch und schlechtem Gasaustausch führen. Dies wiederum führt zu Faulung und deren unerwünschten Folgen wie etwa Geruchsemissionen. Um dem vorzubeugen, ist auf ein regelmäßiges Umsetzen der Miete, sowie einen optimal eingestellten Wassergehalt des Materials zu achten.

### **2.5.2 Anaerobe biologische Behandlung**

Neben der aeroben biologischen Verwertung organischer Reststoffe hat in den letzten Jahren vermehrt die anaerobe Behandlung an Bedeutung gewonnen (vgl. Abb. 11). Unter den Begriffen Vergärung oder Fermentation wird in der Biotechnologie ein Prozess verstanden, bei dem eine Umsetzung von organischem Material durch Mikroorganismen und Enzyme erfolgt. Dies geschieht im Wesentlichen anaerob, das heißt unter Ausschluss von Sauerstoff. Die Technologie zur anaeroben Verwertung organischer Abfälle ist durch eine vielfältige Verfahrenstechnik geprägt, wobei der Abbauprozess immer den gleichen Vorgängen folgt. Der Hydrolyse schließen sich die Acidogenese, die Acetogenese und die Methanogenese an, in denen neben einem pastösen bis festem Gärrest, ein Gasgemisch produziert wird, das zu etwa zwei Dritteln aus Methan und ca. einem Drittel aus Kohlendioxid besteht [FNR, 2009]. Weitere Bestandteile des gebildeten Biogases sind unter anderem Wasserstoff, Schwefelwasserstoff, Ammoniak sowie andere Spurengase [FNR, 2009].

Während des ersten Schrittes des anaeroben Abbaus, der Hydrolyse, werden die komplexen Verbindungen der Ausgangsmaterialien wie Kohlenhydrate, Proteine und Fette, unter Anlagerung von Wasser und enzymatischen Reaktionen in niedermolekulare Verbindungen (z.B. Monosaccharide, Aminosäuren, kurzkettige Peptide, langkettige Fettsäuren) zerlegt. Nach KALTSCHMITT & HARTMANN (2001) ist die Hydrolyse der geschwindigkeitsbestimmende Prozess in Biogasanlagen, da hier die Einsatzstoffe für die folgenden Prozessstufen

aufgeschlossen werden. Die gebildeten Zwischenprodukte werden parallel zur Hydrolyse in der Acidogenese, durch fakultativ und obligat anaerobe Bakterien, weiter zu niedermolekularen organischen Fettsäuren, wie Essig-, Propion- und Buttersäure sowie Kohlendioxid und Wasserstoff, abgebaut. Daneben werden jedoch auch geringe Mengen an Milchsäure und Alkoholen gebildet [FNR, 2009]. Durch die vermehrte Bildung von organischen Säuren, deren Konzentration fortlaufend prozesstechnisch zu überwachen ist, erfolgt in dieser Stufe der Fermentation eine Absenkung des pH-Wertes. Dieser sollte sich während des Verlaufes bei einem optimalen Wert von 6 einpendeln, da eine weiterführende Absenkung zur Hemmung des Abbaus oder gar zum Erliegen des Prozesses führen kann.

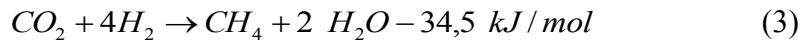


**Abb. 11: Entwicklung der in Betrieb genommenen Biogasanlagen zur Verwertung von Bioabfällen nach FRICKE et al. (2013)**

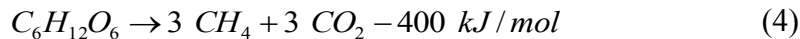
Im dritten Schritt, der Acetogenese, werden die niedermolekularen organischen Säuren durch essigsäurebildende Bakterien zu Essigsäure, Wasserstoff und Kohlendioxid umgesetzt. Die Produktion von Wasserstoff führt jedoch in dem luftdichten Reaktionsraum zu einem Ansteigen des Wasserstoffpartialdruckes und somit zu einer Hemmung des Stoffwechsels acetogener Bakterien [KALTSCHMITT & HARTMANN, 2001]. Die Wirksamkeit dieser Phase ist also stark abhängig vom Umsatz des gebildeten Wasserstoffes in der letzten Stufe der Vergärung, das heißt von den Wasserstoff verbrauchenden, Methan bildenden Bakterien. Die Methanogenese, die den letzten Schritt der Biogasproduktion beschreibt, dient der Umsetzung der in den Vorstufen gebildeten Verbindungen wie Acetat und Wasserstoff zu Methan. Die Methanbildung erfolgt nach KALTSCHMITT & HARTMANN (2001) dabei auf zwei Wegen. Etwa 70 % des Methanertrages basieren auf der Umsetzung von Essigsäure und gelöstem Acetat durch acetogenotrophe Methanbakterien. Der Reaktionsmechanismus ist in Gleichung 2 dargestellt.



Die verbleibenden 30 % werden durch hydrogenotrophe Organismen unter der Reaktion von Wasserstoff und Kohlendioxid erzeugt [GRAF, 1999].



Der optimale pH-Bereich für methanogene Organismen liegt dabei zwischen 6,5 und 8,1 [GRAF, 1999]. Die Reaktionsgleichung für den anaeroben Abbau von Glukose wird nach HUPE & STEGMANN (1998) wie folgt angegeben:



Technisch umgesetzt wird die Vergärung anhand verschiedenster Kriterien, die in der nachfolgenden Tabelle 11 dargestellt sind. Anhand dieser Kriterien wird der Aufbau und die Dimensionierung einer Biogasanlage realisiert [WONSCHIK, 2011].

Ausgangsstoffe wie Bioabfall und Abwasser weisen in Bezug auf Menge, Beschaffenheit und Nährstoffzusammensetzung verschiedene Eigenschaften auf. Diese Gegebenheit hat wiederum Auswirkungen auf die Gestaltung der Verfahrenstechnik wie zum Beispiel der Befüllungs- und Entnahmetechnik, den Aufbereitungsaggregaten zur Zerkleinerung bzw. Magnetscheidung oder den Homogenisierungs- und Anmaischeinrichtungen.

**Tab. 11: Entscheidungskriterien für die Ausgestaltung einer Biogasanlage [FNR, 2009]**

Kriterium	Unterscheidungsmerkmale
Substratfeuchte	Nass-, Trockenvergärung
Fermentertemperatur	psychro-, meso-, thermophil
Prozessstufen	ein-, zwei- und mehrstufig
Stofffluss/Führung	kontinuierlich, diskontinuierlich

Nach FRICKE et al. (2014) haben sich für die Verwertung von Bioabfällen aus der getrennten Sammlung einstufige Trockenfermentationsverfahren weitestgehend durchgesetzt. Dies wird aus Abbildung 11 deutlich, da in Deutschland ab dem Jahr 2009 keine Nassvergärungsanlagen für die Verwertung von Bioabfällen in Betrieb genommen wurden. Als Hauptgrund für diese Entwicklung hin zur Trockenfermentation können neben den Substrateigenschaften von Bioabfällen (nicht pumpfähig) der geringere technische und finanzielle Aufwand im Gegensatz zur Nassfermentation angeführt werden, da bei Letzterer der zusätzliche Prozess des Anmaischens erforderlich ist [FRICKE et al., 2014]. Von den 63 in Betrieb befindlichen Vergärungsanlagen zur Verwertung von Bioabfällen werden 36 Anlagen mesophil (34-42°C) und 27 thermophil (50-60°C) betrieben [FRICKE et al., 2014]. Bei den trocken kontinuierlichen Verfahren dominieren thermophile, bei den trocken diskontinuierlichen Verfahren mesophile Betriebsweisen [FRICKE et al., 2014].

In den Tabellen 12 und 13 sind exemplarisch nach VOGT et al. (2002) die technischen Daten für eine einstufige, thermophile Trockenfermentationsanlage sowie die technischen Daten zu der erforderlichen Nachkompostierung dargestellt. Aus den Tabellen wird ersichtlich, dass der erforderliche Energieeinsatz bei der Vergärung im Vergleich zu der in Kapitel 2.5.1 beschriebenen Kompostierung signifikant höher ist. Darüber hinaus gehen mit dem höheren apparativen Aufwand bei der Vergärung höhere Betriebskosten einher, die jedoch durch die Erlöse aus der Biogasverstromung weitestgehend ausgeglichen werden können.

PITSCHKE et al. (2010) führen an, dass die Trockenfermentation mit anschließender Nachkompostierung höhere Umweltbelastungen hervorrufen als eine teilgeschlossene Kompostierung. Diese werden im Wesentlichen durch signifikant höhere Emissionsniveaus, infolge der Nachrotte der Gärreste, verursacht und führen somit zu einem höheren Versauerungspotential sowie einer stärkeren terrestrischen Eutrophierung als bei einer Kompostierung [PITSCHKE et al., 2010]. Die Nachrotte der Gärsubstrate ist jedoch erforderlich, um die verhältnismäßig reaktiven Endprodukte vor der stofflichen Verwertung auf landwirtschaftlichen Flächen zu stabilisieren. Hierdurch soll potenziellen Methanemissionen bei der Ausbringung entgegengewirkt werden und eine Produktkonditionierung durch Entwässerung erfolgen [KNAPPE et al., 2012].

**Tab. 12: Technische Daten zur einstufigen thermophilen Trockenvergärung [VOGT et al., 2002]**

Wassergehalt Fermenter	70%
Wassergehalt Gärrest, entwässert	55%
Wasserbedarf	30-50% der Inputmasse (55% WG)
Wasserbedarf Flockungsmittel	200 kg/kg Polyacrylat
Bedarf Flockungsmittel	4 kg/Mg TS Gärsubstrat
Verfahrensspezifischer Biogasertrag	0,38 m <sup>3</sup> Biogas / kg oTS <sub>zugeführt</sub>
Methangehalt Biogas	58 Vol.-%
Heizwert Methan	10 kWh/m <sup>3</sup>
Elektrischer Wirkungsgrad BHKW	30%
Thermischer Wirkungsgrad BHKW	56%
Eigenenergiebedarf elektrisch	80 kWh/Mg Input Vergärung
Energiebedarf thermisch	90 kWh/Mg Input Vergärung

**Tab. 13: Technische Daten Nachkompostierung Trockenvergärung [nach VOGT et al., 2002]**

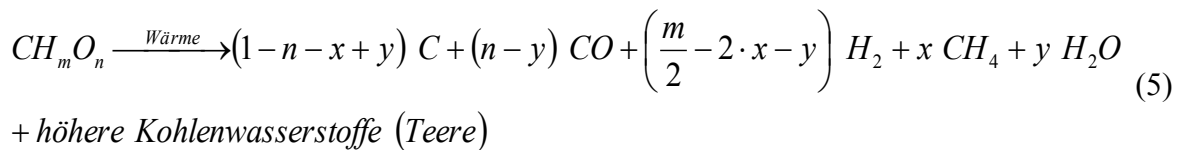
Energieverbrauch (kWh <sub>el</sub> /Mg Abfall) für Mietenkompostierung	7,4 (bzw. 2,2 l Diesel/Mg bei $\eta_{el} = 0,2971$ l/kWh <sub>el</sub> nach SCHMUTZLER (2012))
Wassergehalt kompostierter Gärrest	40%
Wasserbedarf	-
Abwassermenge	0,023 m <sup>3</sup> /Mg Gärrest
Abbauleistung Kohlenstoff bzw. Organik	60% gesamt inklusive Fermentation
Abbauleistung Stickstoff	40% gesamt inklusive Fermentation

### 2.5.3 Pyrolyse, Verkohlung, Torrefizierung

Bei der pyrolytischen Zersetzung handelt es sich um einen thermo-chemischen Umwandlungsprozess, der im Unterschied zur Verbrennung oder Vergasung ausschließlich unter Einwirkung von Wärme und ohne Gegenwart von zusätzlich der Reaktion zugeführtem Sauerstoff stattfindet (Luftüberschusszahl  $\lambda=0$ ) [KALTSCHMITT et al., 2009]. Bei dem endothermen Umwandlungsprozess wird die durch den Biobrennstoff zugeführte thermische Energie dazu verwendet, langkettige organische Verbindungen bei Temperaturen von 450°C bis 600°C in kürzerkettige, in der Regel flüssige und/oder gasförmige Verbindungen, umzusetzen [KALTSCHMITT et al., 2009]. Dabei entsteht ebenfalls ein fester Rückstand, der



Biomassekoks. Die allgemeine Reaktionsgleichung der Pyrolyse wird nach KARL (2012) näherungsweise wie folgt angegeben:



n, m Molenanteil Wasserstoff, Sauerstoff im Brennstoff

x, y Molenanteil Methan und Wasserdampf im Brenngas

Technisch umgesetzt wird die pyrolytische Zersetzung in einer Pyrolyse, wobei diese in zwei Arten mit jeweils unterschiedlichen Endprodukten (primär flüssig / primär fest) unterschieden wird. Abbildung 12 zeigt ein vereinfachtes Prinzipschema der Pyrolyse. Auf die Herstellung von primär flüssigen Endprodukten mittels Flash-Pyrolyse wird nachfolgend nicht näher eingegangen, da hierdurch kein Bodenhilfsstoff bereitgestellt wird. Zur Herstellung fester Energieträger (Biokohle), welche vermehrt als Bodenhilfsstoffe Anwendung finden, werden die Prozesse der Verkohlung und Torrefizierung gezählt. Die Verkohlung findet bei Temperaturen über 500°C statt, wobei grundsätzlich die gleichen Vorgänge wie bei der pyrolytischen Zersetzung ablaufen [KALTSCHMITT et al., 2009]. Durch entsprechende Prozesssteuerung (geringfügige Oxidationsmittelzufuhr) wird vorrangig ein festes Endprodukt (z. B. Holzkohle) hergestellt. Zur Verkohlung von Biomasse mit dem Ziel der Erzeugung eines festen Produktes kommen hauptsächlich Meilerverfahren (Erdmeiler, gemauerte Meiler, mobile metallische Meiler) sowie indirekt beheizte Retortenverfahren und direkt beheizte Retorten- und Spülgasverfahren (Reichert-Retorte, SIFIC-Prozess, CISR-Lamboinette-Retorte) zur Anwendung [KALTSCHMITT et al., 2009].

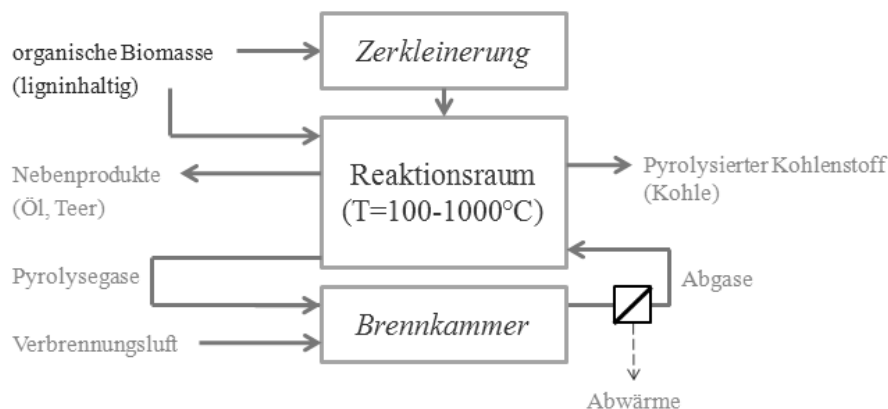


Abb. 12: Vereinfachtes Prinzipschema der Pyrolyse

Im Gegensatz zur Verkohlung findet die Torrefizierung bei einer Temperatur von 200°C bis 300°C unter Luftabschluss statt [KALTSCHMITT et al., 2009]. Die Verweilzeit der biogenen Reststoffe beträgt dabei bis zu 60 Minuten [KALTSCHMITT et al., 2009]. Technisch umgesetzt wird die Torrefizierung in:

- Reaktoren mit Festbett und direkter Beheizung oder
- Trommelreaktoren mit indirekter Beheizung oder
- Scheibenreaktoren mit indirekter Beheizung oder
- Schnecken- oder Paddelreaktoren mit indirekter Beheizung von Wand und Schnecke oder Rührwerk.

Bei den direkt beheizten Verfahren durchströmt ein heißes Gas (häufig das Pyrolysegas) eine Biomasseschüttung, wobei die Pyrolysegase im Kreislauf geführt werden. Die gesondert verbrannten Pyrolysegase dienen dabei der Wärmezufuhr und decken einen Teil des erforderlichen Energiebedarfes [LAND STEIERMARK, 2014]. Bei den indirekt beheizten Verfahren erfolgt die Wärmeübertragung auf die Biomasse über die Reaktorwände. Die Wärme entsteht aus der Verbrennung von Pyrolysegasen.

Hersteller von Pyrolyseanlagen zur Produktion von Pyrolysekohle sind die deutschen Pyreg GmbH, Carbon Terra GmbH und Regenis GmbH, die amerikanische Biochar Solutions und die australischen Pacific Pyrolysis und Eprida. Weitere industrielle Anlagenhersteller sind in China und Japan niedergelassen [SCHMIDT, 2014]. Nach Angaben der Hersteller European Charcoal, Pyreg und Carboilino Energy sollen bis 2012 mindestens 20 Pflanzenkohle-Anlagen in Deutschland, Schweiz und Österreich in Betrieb genommen werden [SCHMIDT, 2014]. Darüber hinaus werden neben den angeführten industriellen Anlagen Klein- und Kleinstpyrolyse-Anlagen entwickelt, die im Haus- und Gartengebrauch sowie in Entwicklungsländern zum Einsatz kommen sollen [SCHMIDT, 2014]. Als potenzielle Standorte werden dabei Kompostwerke, Stadtgärtnereien, Bauernhöfe, Gemeinden, Klärwerke und Abfallentsorger angegeben [SCHMIDT, 2014].

Ein Nachteil von Pyrolysekohlen können die Konzentrationen an polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) sein. HOLWEG (2011) führt PAK-Gehalte von bis zu 5,61 mg/kg Pyrolysekohle an. Diese resultieren aus der unterstöchiometrischen Verbrennung ( $\lambda < 1$ ), insbesondere der pyrolytischen Zersetzung. SCHMIDT et al. (2012) führen in Ihrer Richtlinie für die Zertifizierung von Pflanzenkohle einen Prüfwert von 4 bis 12 Milligramm PAK je Kilogramm Trockenmasse an. Bei mittelfristiger Anwendung auf Agrarflächen, ist ungeachtet dessen, eine Überschreitung der Grenzwerte der BBodSchV von 3 mg/kg Trockenmasse Feinboden (Humusgehalt  $\leq 8\%$ ) zu befürchten. Darüber hinaus ist der Einsatz von Pyrolysekohle auf Agrarflächen in Deutschland gemäß Düngemittelverordnung nur zulässig, wenn die Kohlen aus chemisch unbehandeltem Holz hergestellt wurden [DüMV, 2012].

### 2.5.4 Hydrothermale Carbonisierung

Mit dem Prozess der hydrothermalen Carbonisierung (HTC), welcher durch BERGIUS (1928) erstmals 1913 beschrieben wurde, wird der natürliche Prozess der Karbonisierung nachgebildet [WALLMANN et al., 2010]. Während der natürliche Inkohlungsprozess über lange Zeiträume von 50.000 bis 50 Millionen Jahren abläuft [WALLMANN et al., 2010], wird durch die Technik der HTC eine signifikante zeitliche Herabsetzung des Umwandlungsprozesses auf 2 Stunden [BLÖHSE et al., 2012] beziehungsweise 12 Stunden [RÖTLEIN, 2006; BRANDT, 2009; BLÖHSE et al., 2012] bis 16 Stunden [ANTONIETTI, 2009; WALLMANN et al., 2010] erreicht. SANDERS

(2009) beschreibt für die HTC-Technologie Prozessbedingungen von 15 bar bis 300 bar Druck und Temperaturen von 150 °C bis 250 °C, wobei die Prozesszustände und die Behandlungsdauer die Art der erzeugten Produkte (Öle, braunkohleartiges Material, steinkohleartiges Material) bestimmen [WALLMANN et al., 2010]. Der meist pumpfähige organische Abfall wird mit Wasser und einem Katalysator, häufig Zitronensäure, versetzt und in einem Druckgefäß unterstöchiometrisch mit einem Oxidationsmittel (Luftzahl:  $0 < \lambda < 1$  [KALTSCHMITT et al., 2009]) autoklaviert. Für den Prozessstart und die Aufrechterhaltung des thermo-chemischen Umwandlungsprozesses wird in der Regel Fremdenergie benötigt [BLÖHSE et al., 2012]. Ein vereinfachtes Verfahrensschema der hydrothermalen Carbonisierung ist in Abbildung 13 dargestellt. Nach SCHMIDT (2014) wurden bis zum Jahr 2010 zwei industrielle Anlagen zur Herstellung von HTC-Kohle in Betrieb genommen (Terra Nova Energy in Düsseldorf, AVA-CO2 in Karlsruhe). Ergänzt werden diese um eine weitere Anlage der AVA-CO2 die im Jahr 2012 in Mecklenburg-Vorpommern in Betrieb genommen wurde [BUSINESSWIRE, 2012].

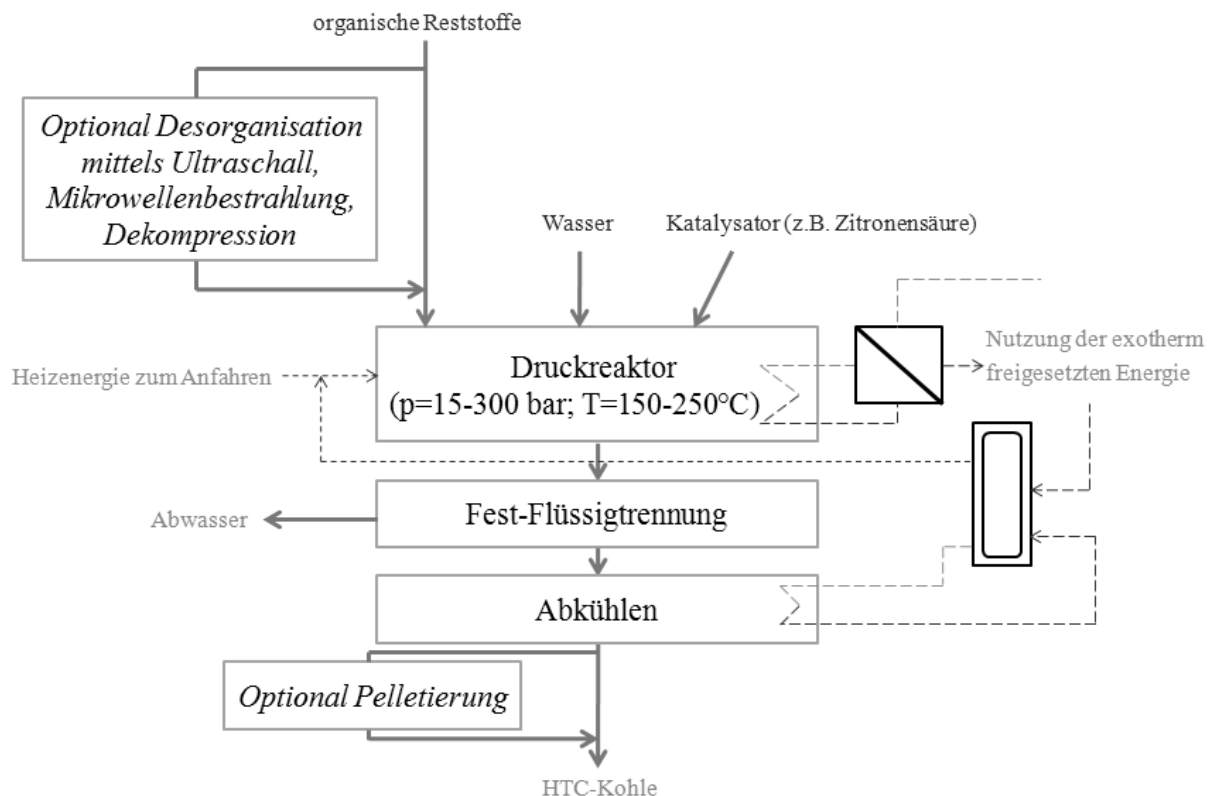
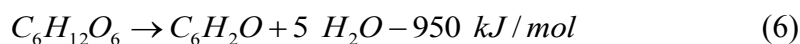


Abb. 13: Vereinfachtes Verfahrensschema der hydrothermale Carbonisierung nach SANDERS (2009)

Die Reaktionsgleichung der HTC für Glukose wird nach RAMKE et al. (2010) wie folgt angegeben:



Hieraus wird ersichtlich, dass es sich bei der hydrothermalen Carbonisierung, vergleichbar mit den ablaufenden Prozessen bei der Kompostierung und Vergärung, um einen exothermen Prozess handelt, bei dem signifikante Mengen an Wärmeenergie freigesetzt werden.

Ungeachtet dessen wird von BLÖHSE et al. (2012) ein erheblicher Energiebedarf von 0,38 kWh/kg Frischsubstrat angeführt.

Nachteilig bei einer Vielzahl von HTC-Verfahren ist darüber hinaus die diskontinuierliche Prozessführung, bei der ein Druckbehälter zunächst gefüllt wird, der gefüllte Druckbehälter dann druckdicht verschlossen wird, anschließend in dem Druckbehälter die Umwandlungsreaktionen ablaufen, der Druckbehälter danach geöffnet wird, und schließlich der geöffnete Druckbehälter geleert beziehungsweise das Umwandlungsprodukt aus dem Druckbehälter entnommen wird [SANDERS, 2009]. Darüber hinaus führt SANDERS (2009) aus, dass sowohl der maschinen- und/oder anlagentechnische Aufwand, als auch der Bedien- und Personalaufwand erheblich sind. Ein weiterer Nachteil der HTC sind die nachgewiesenen hohen Konzentrationen an Phenolen und diversen Phenolhomologen. Nach RAMKE et al. (2012) betrug der Phenolindex bis zu 200 mg/kg, was bei mittelfristiger Anwendung auf Agrarflächen, eine signifikante Überschreitung von Grenzwerten der BBodSchV befürchten lässt. Darüber hinaus wurden Furane, Furfurale, Pyridin (bis 10 mg/kg), Pyrrolidine (bis 100 mg/kg), Pyrazin und Pyrazinderivate (bis 100 mg/kg) nachgewiesen [RAMKE et al., 2012]. Ungeachtet der hohen Konzentrationen der genannten Schadstoffe besteht derzeit keine rechtliche Erlaubnis für den Einsatz von HTC-Kohle auf Agrarflächen in Deutschland, da gemäß Düngemittelverordnung lediglich Kohlen eingesetzt werden dürfen, die aus chemisch unbehandeltem Holz hergestellt wurden [DüMV, 2012]. Das Inverkehrbringen und Anwenden ist erst nach Aufnahme in die DüMV oder Zulassung in einem anderen EG-Mitgliedstaat zulässig [SCHNEICHEL, 2011; DüngG, 2012]. Letzt genannter Aspekt kann dazu führen, dass Biokohle auch ohne rechtliche Ratifikation in Deutschland eingesetzt werden könnte.

### **2.5.5 Terra Preta Nova-Technologie**

Die Terra Preta Nova-Technologie ist eine Verfahrenskombination aus Kompostierung, Vergärung und Pyrolyse und wurde von der Palaterra GmbH & Co. KG entwickelt. Ziel des Verfahrens ist es die Vorteile der einzelnen Prozesse auszunutzen, um ein nährstoffreiches Substrat zu erzeugen. So wird den Ausgangssubstraten Pyrolysekohle zugesetzt, die aus der abgetrennten, strukturreichen Biomasse produziert wird. Dies soll zu einer Adsorption der während der biologischen Substratumsetzung frei werden Nährstoffe führen. Entgegen der gängigen Verfahrensschritte, wie sie etwa bei der Vergärung von organischen Reststoffen Stand der Technik sind, wird das Ausgangsmaterial zunächst einer aeroben Intensivrotte unterzogen, bevor es im Anschluss fermentativ behandelt wird. Dieser Milieuwechsel wird von LINZNER et al. (2005) als günstig für die Huminstoffbildung angesehen. Abbildung 14 stellt die vereinfachte Prozesskette des Verfahrens schematisch dar.

Die Behandlungsdauer wird nach KRIEGER (2010) mit 2 bis 3 Monaten angegeben, wenngleich auch Behandlungsintervalle von 12 Monaten beschrieben werden. Darüber hinaus konnten durch den Einsatz der erzeugten Substraten im Gemüseanbau bis zu 18,5 Prozent höhere Erträge im Vergleich zur Kontrolle erzielt werden [KRIEGER, 2010]. Ungeachtet dessen erscheint der technische und apparative Aufwand des Verfahrens hoch, sodass mit hohen finanziellen Verfahrenskosten zu rechnen ist. Auf Grund der Prozessführung, ist mit einer hinreichenden Hygienisierung der organischen Reststoffe zu rechnen. Ein Eintrag von eventuellen

Schadstoffen wie PAK durch die eingemischte Pyrolysekohle ist nicht auszuschließen, wenngleich eine Verdünnung durch die übrigen Ausgangsstoffe erfolgt.

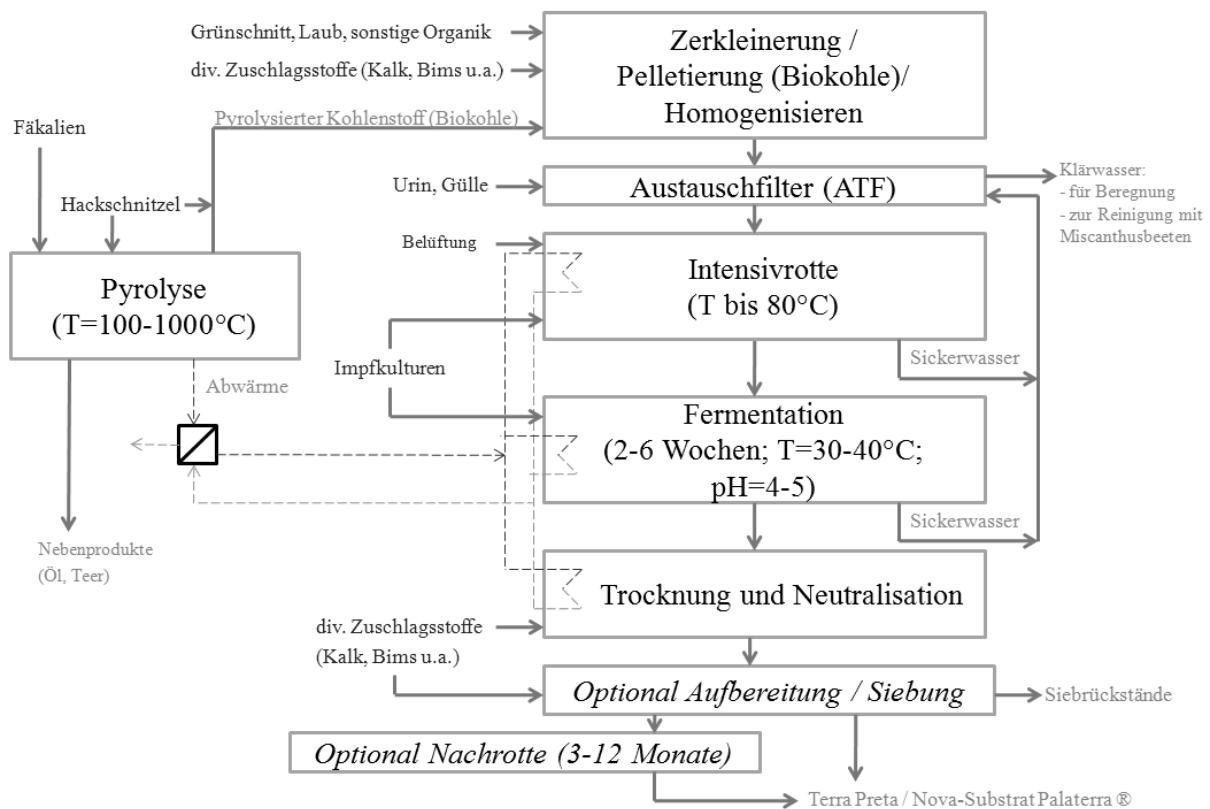
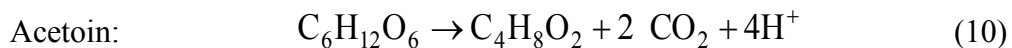
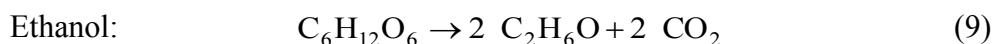


Abb. 14: Prozesskette der Terra Preta Nova-Technologie nach KRIEGER (2010)

### 2.5.6 Mikrobielle Carbonisierung

Das in dieser Arbeit untersuchte Verfahren der Mikrobiellen Carbonisierung wurde von der Witte Bio Consult UG entwickelt und basiert auf einer Prozesskette natürlich ablaufender, biologischer und chemischer Reaktionen. Unter dem Begriff der Mikrobiellen Carbonisierung wird die Umsetzung von organischer Biomasse und biogenen Reststoffen innerhalb eines mesophilen und anoxischen Milieus unter Zugabe von ausgewählten Mikroorganismen verstanden. Die Inokulation erfolgt dabei zu Beginn der biologischen Verwertung durch Aufbringen des Inokulums auf die Oberfläche einer Tafelmiere, die während des gesamten Prozesses statisch bleibt. Die zur Inokulation in dem Verfahren eingesetzte Bakteriensuspension setzt sich dabei hauptsächlich aus den phylogenetischen Klassen der Bacilli, Proteobacteria und Archaeen zusammen. Das verwendete Inokulum wird durch Mazeration von Heu unter Beimischung von Bodenkompartmenten und einer Zuckerlösung gewonnen [WITTE, 2013a].

Die Inokulation der organischen Reststoffe mit der Bakteriensuspension soll dem Aufschluss der Biomasse, dem Umbau zu Carbonsäuren (Carboxylierung) sowie der chemoautotrophen CO<sub>2</sub>-Fixierung dienen. Der Aufschluss und Umbau soll durch die von Bacilli, insbesondere *Bacillus subtilis*, produzierten Metabolite wie extrazelluläre Hydrolasen, Cellulasen und Chitotriosidasen [PRIEST, 1977] erfolgen. Zur Gewährleistung der Vermehrung der eingesetzten Eubakterien ist ein mesophiles Habitat zwingende Voraussetzung [KALTSCHMITT et al., 2009]. Die erforderlichen Temperaturniveaus sollen durch den Verzicht auf Zwangsbelüftungen sowie die Rückverdichtung der Tafelmietenoberflächen sichergestellt werden. Durch die hieraus resultierenden anaeroben Milieubedingungen wird *B. subtilis* darüber hinaus gezwungen in den Gärstoffwechsel einzutreten, wodurch unter anderem Lactat als niedermolekulare Carbonsäure entsteht [NAKANO & ZUBER, 1998]. Die gängigsten Abbauwege von Glukose durch *B. subtilis* unter anaeroben Bedingungen werden durch NAKANO et al. (1997) beschrieben und sind in den nachfolgenden Gleichungen 7 bis 11 dargestellt.



Darüber hinaus beschreibt LAFFERTY (1963) das CO<sub>2</sub> ein essenzieller Wachstumsfaktor für *B. subtilis* ist, sodass von einem Wiedereinbau mineralisierten Kohlenstoffes im Prozessverlauf ausgegangen werden kann. Des Weiteren beschreiben HÜGLER et al. (2005) die Fähigkeit von Proteobacteria CO<sub>2</sub> unter Verwendung des reduktiven Citratzyklus zu binden. Dieser ist schematisch in Abbildung 15 dargestellt. Die eingesetzten Proteobacteria sollen darüber hinaus der Sulfid-Oxidation dienen, sodass Geruchsemissionen, die während der Verwertung organischer Reststoffe freigesetzt werden, abgemildert werden sollen [WITTE, 2013b]. Ergänzend führen CASTILLO et al. (2013) an, dass die Klasse der Bacilli geeignet sind, Stickstoff zu binden in dem Nitrat als Elektronen-Akzeptor verwendet wird.

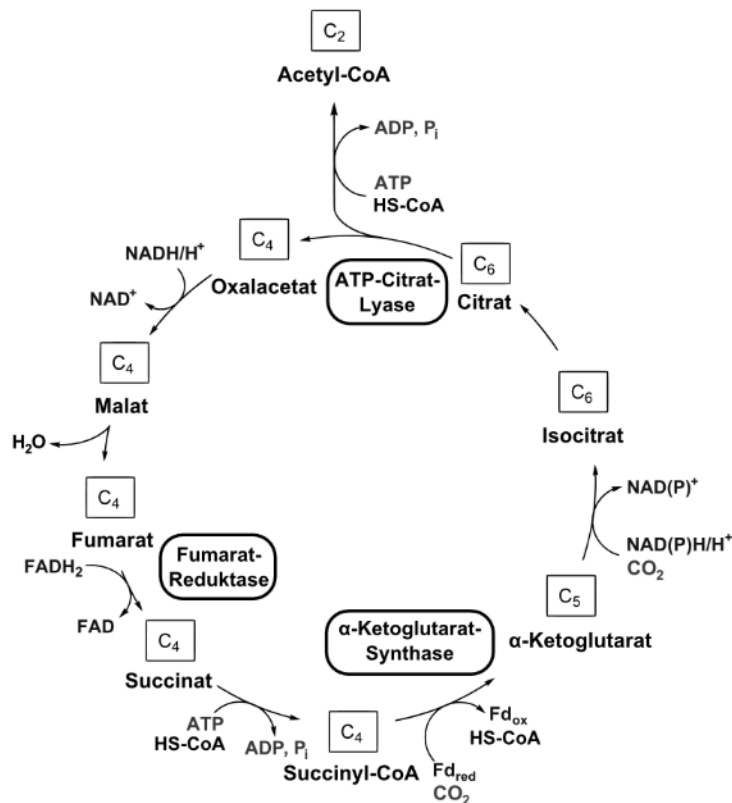


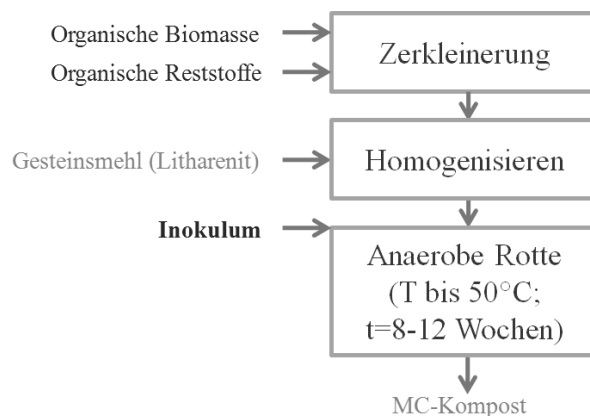
Abb. 15: Reaktionen des reduktiven Citratzyklus nach FUCHS (2007)

Darüber hinaus sollen, die größtenteils ubiquitär vorkommenden Bakterien des Genus *Bacilli*, neben den freigesetzten Reaktions- und Spaltprodukten, eine biologische Hygienisierung der organischen Reststoffe bewirken. CASTILLO et al. (2013) und HERNÁNDEZ et al. (2006) führen aus, dass der Genus *Bacilli* eines der effektivsten Inhibitoren von Pathogenen ist, da unter anderem extrazelluläre Hydrolasen abgesondert werden, um Polysaccharide und Aminosäuren zu spalten sowie Antibiotika mit antimykotischer Wirkung produziert werden. Diese Eigenschaften sind insbesondere für die Inaktivierung der Pathogene, die in der Bioabfallverordnung angeführt werden, von Relevanz, da auf Grund des mesophilen Prozesses der Mikrobiellen Carbonisierung nicht mit der Einhaltung der geforderten Temperaturniveaus im Prozessverlauf zu rechnen ist. So führen BOTTONE & PELUSO (2003) an, dass die Klasse der *Bacilli* 167 verschiedene Antibiotika produzieren, von denen *B. subtilis* alleine 66 produziert zu denen unter anderem Polymyxin, Difficidin, Subtilin, Mycobacillin und Bacitracin gehören [CASTILLO et al., 2013; KLOEPPER et al., 2004; FIDDMAN & ROSSALL, 1993; ESSGHAIER et al., 2012]. Darüber hinaus beschreiben RAMANATHAN et al. (2011) und LOOIJESTEIJN et al. (2001) in ihren Ausführungen, dass Milchsäurebakterien der Klasse *Bacilli* unter Produktion von Exo-Polysacchariden geeignet sind antibakteriell auf *Bactoides*, *Bifidobacterium*, *Clostridium*, *E. coli*, *Pseudomonas*, *Salmonella* und *Streptococcus* einzuwirken. BAIER & SOYEZ (1995) zeigen in Ihrer Patentschrift DE4322580A1, dass *Bacillus subtilis* zur Hygienisierung eingesetzt werden kann, um einen phytopathogenfreien Kompost herzustellen. IDELMANN (2005) führt überdies an, dass in Reifkompost bereits niedrige Temperaturniveaus von 25°C bis 45°C ausreichen, um das Tabak-Mosaik-Virus (TMV) effektiv zu inaktivieren. Dies kann unter anderem auf hohe Konzentrationen an *Bacilli* im Kompost zurückgeführt werden. Ein guter Abbau des TMV wird ebenfalls im Boden

festgestellt [IDELMANN, 2005], in dem Bacilli ubiquitär auftritt [CASTILLO et al., 2013].

Um eine Komplexbildung der Ausgangsmaterialien zu erreichen, empfiehlt WITTE (2013a) bei der Mikrobiellen Carbonisierung den Einsatz eines Gesteinsmehls aus Litharenit, das einen Tongehalt von 12 Prozent aufweist. Im Gegensatz zur Kompostierung, die im Wesentlichen auf Volumenreduzierung und Mineralisierung abzielt, hat die Mikrobielle Carbonisierung den Um- und Aufbau von organischer Substanz bis hin zu komplexen Huminstoffen zum Ziel. LINZNER et al. (2005) führen an, dass wechselnde Milieubedingungen (Temperatur, Feuchtegehalt, partielle Sauerstoffunterversorgung, unterschiedlicher Abbauzustand) günstig für die Huminstoffbildung sind. In der Regel sollen sich nach LINZNER et al. (2005) bei offenen Mietenrottesystemen (ohne Zwangsbelüftung, jedoch mit ausreichend Strukturmaterialzumischung), wie sie bei der Mikrobiellen Carbonisierung eingesetzt werden, diese günstigen Milieubedingungen ganz natürlich einstellen. Bei zwangsbelüfteten Rottesystemen müssten die Belüftungsraten hingegen sehr bewusst geregelt werden, um nicht das Gleichgewicht in Richtung Mineralisierung zu verschieben [LINZNER et al., 2005]. Durch den weitestgehenden Verzicht von aeroben Zuständen soll bei der Mikrobiellen Carbonisierung die Mineralisierung der organischen Substrate weitestgehend vermieden werden.

Die vereinfachte Prozesskette der Mikrobiellen Carbonisierung ist in Abbildung 16 dargestellt. Hieraus wird ersichtlich, dass die Materialaufbereitung und -vorbereitung analog zur Kompostierung erfolgt. Durch den Verzicht des Einsatzes einer Zwangsbelüftung mittels maschineller Umsetzaggregate wird im Vergleich zur Kompostierung Energie eingespart. Die technischen Daten des Verfahrens sind in Anlehnung an VOGT et al. (2002) in Tabelle 13 dargestellt.



**Abb. 16: Vereinfachte Prozesskette der Mikrobiellen Carbonisierung**



**Tab. 14: Technische Daten zur Mikrobiellen Carbonisierung in Anlehnung an VOGT et al. (2002)**

Energieverbrauch (kWh <sub>el</sub> /Mg Abfall) für Behandlung (jeweils einmalig bewegt bei Einbau & Ausbau des Materials inkl. Inokulation und Homogenisieren)	1,9 (bei 0,57 l Diesel/Mg, $\eta_{el} = 0,2971$ l/kWh <sub>el</sub> nach SCHMUTZLER (2012))
Wassergehalt Endsubstrat (nach 8-10 Wochen)	40-50%
Wasserbedarf	10% der Inputmasse
Inokulationslösung	2 l/Mg Input
Abwassermenge	-
Erwartete Abbauleistung Organik	10% bez. auf Organik

### 2.6 Analyseparameter zur Verfahrens- und Produktbewertung

#### *Wassergehalt*

Der Wassergehalt wird nach DIN 18121-1 als Gewichtsverlust einer Probe nach Trocknung bis zur Gewichtskonstanz bei 105°C definiert. Für die Verarbeitung und Behandlung von organischen Abfällen ist er von zentraler Bedeutung, da er maßgeblich die Wahl eines geeigneten biologische Verwertungsverfahrens bestimmt. Der Wassergehalt WG lässt sich wie folgt nach Gleichung 12 berechnen.

$$WG = 1 - TS = 1 - \frac{m_{wf}}{m_{roh}} \quad (12)$$

WG - Wassergehalt (0-1)

TS - Anteil Trockensubstanz (0-1)

$m_{wf}$  - Probenmasse nach der Trocknung [g] ohne Schalengewicht

$m_{roh}$  - Probeneinwaage vor der Trocknung [g] ohne Schalengewicht

#### *Wasserhaltevermögen*

Die Bestimmung des Wasserhaltevermögens der Kompostproben erfolgte nach den von BEYLICH (2001), GIESE (2007) und KAMMANN et al. (2010) beschriebenen Methoden in Anlehnung an die ISO 11267. Hierzu wurden die Kompostproben zunächst luftgetrocknet und bei einer Maschenweite von 2 mm klassiert. Im Anschluss wurde die klassierte Probe in einen Kunststoffzylinder überführt, der auf einer Seite mit feinmaschiger Gaze (ca. 125 µm Maschenweite) verschlossen war. Die Füllhöhe des Materials in den verwendeten Zylindern betrug 3,2 cm. Die Füllhöhe in den Zylindern ist von Bedeutung, da der Druck der Wassersäule in der Probe entwässernd wirkt (SCHLICHTING et al., 1995) und von der Höhe dieser Wassersäule abhängt [BEYLICH, 2001]. Die Zylinder mit den Proben wurden für 30 Stunden in ein mit Wasser gefülltes Gefäß gestellt, wobei die Probe geringfügig überstaut wurde. Aus dem Wasserbad wurden die Zylinder in ein feuchtes Sandbad überführt, indem diese für 24 h abtropfen konnten. Die Schütthöhe des Sandes betrug 9 cm. Zur Befeuchtung des Sandbads wurde bei geschlossenem Ablauf demineralisiertes Wasser bis zur Überstauung zugegeben. Luftblasen wurden durch Klopfen entfernt. Dann wurde der Ablauf geöffnet, so dass überschüssiges Wasser ablaufen konnte, und der Ablauf wieder verschlossen. Dieser Vorgang wurde nach 30 Stunden noch einmal wiederholt. Der feuchte Sand wurde dann mit einem feuchten Filterpapier bedeckt, auf das dann die Zylinder gestellt wurden. Das Sandbad samt

Zylindern wurde mit Folie abgedeckt, um die Verdunstung einzuschränken [BEYLICH, 2001]. Nach dem Abtropfen und der Einstellung der Gewichtskonstanz der Zylinder wurde der Wassergehalt des Bodens thermogravimetrisch bestimmt (24 h bei 105 °C) und wie folgt nach Gleichung 13 berechnet:

$$\text{WHK}_{\max} = \frac{a + b}{c} \cdot 100 = \frac{g_{\text{H}_2\text{O}}}{g_{\text{Trockengewicht}}} \quad (13)$$

a Wasseraufnahme der lufttrockener Probe

b Wassergehalt der lufttrockener Probe

c Trockengewicht Probe

### **Glühverlust**

Unter Glühverlust wird nach DIN 18128 die Gewichtsabnahme verstanden, unter Glührückstand der verbleibenden Mineralanteil einer Probe nach dem Glühen im Muffelofen bei 550°C, bezogen auf die bei 105°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknete Probe. Der Glühverlust dient dabei als Summenparameter der einen Rückschluss auf den Gehalt an organischer Substanz ermöglicht. Allerdings werden zusätzlich zu den organischen Verbindungen das Kristallwasser und thermisch leicht zersetzbare Carbonate im Glühprozess verflüchtigt, sodass lediglich bei geringem Carbonatanteil der Glühverlust der organischen Trockensubstanz oTS gleichgesetzt werden kann. Der Glühverlust GV lässt sich wie folgt nach Gleichung 14 berechnen.

$$\text{GV} = 1 - \text{GR} = 1 - \frac{m_{\text{nach}}}{m_{\text{vor}}} \approx \text{oTS} \quad (14)$$

GV - Glühverlust (0-1)

GR - Glührückstand (0-1)

$m_{\text{vor}}$  - getrocknete Probenmasse vor dem Glühen [g]

$m_{\text{nach}}$  - Probenmenge nach dem Glühen [g]

oTS - organische Trockensubstanz (0-1)

### **Organischer Kohlenstoff**

Die Bestimmung des organischen Kohlenstoffes kann direkt über eine Elementaranalyse oder indirekt über die Berechnung aus dem Glühverlust oder der organischen Trockensubstanz erfolgen. Bei der indirekten Methodik nach der VDLUFA wird der organische Kohlenstoff ( $C_{\text{org}}$ ) über die Multiplikation des oTS-Gehaltes mit einem Umrechnungsfaktor von 0,58 berechnet [KÖRSCHENS et al., 2004; BGK, 2014]. Ein wesentlicher Nachteil bei dieser Methodik der Kohlenstoffbestimmung ist jedoch die Ungenauigkeit die sich aus der Verwendung unterschiedlicher Substrate ergibt. Hierdurch kann es bei hohen Carbonatgehalten zu einer Überschätzung des organischen Kohlenstoffes kommen.

Die Bestimmung des organischen Kohlenstoffes erfolgte angesichts des angeführten Sachverhaltes direkt mittels Elementaranalytik nach DIN EN 1484 über die Ermittlung des Gesamtkohlenstoffs (TC) und des anorganischen Kohlenstoffs (TIC) im multi EA 4000 der Firma Analytik Jena. Zur Bestimmung des Gesamtkohlenstoffs wurde das Probenmaterial bei 1200°C in einem Sauerstoffstrom verbrannt und im Anschluss das gebildete Kohlenstoffdioxid mittels NDIR-Detektor gemessen. Die Analyse des anorganischen Kohlenstoff erfolgte unter

Zugabe von 30-40-%-iger Phosphorsäure unter Wärmezufuhr. Das freigesetzte Kohlenstoffdioxid wurde analog zur TC-Bestimmung detektiert. Der organische Kohlenstoff wurde aus der Differenz von TC und TIC berechnet. Zur Bestimmung des Kalibrierungsfaktors des Messgerätes wurde Calciumcarbonat als Standard verbrannt. Bei jeder Messreihe wurde der Standard Calciumcarbonat mitgeführt, sodass eine mögliche Abweichung von der vorgenommen Kalibrierung festgestellt werden konnte und die Kompostproben gegebenenfalls um den entsprechend ermittelten Faktor korrigiert werden konnten.

### ***Stickstoffanalytik***

Die Bestimmung des Gesamtstickstoffes  $N_{\text{ges}}$  erfolgte unter Verwendung der getrockneten und gemahlen Feststoffproben nach dem Methodenbuch der Bundesgütegemeinschaft Kompost (2006, 5. Auflage) beziehungsweise nach der analogen Herangehensweise der DIN ISO 11261. Hierbei wurden die Feststoffproben bei einer Temperatur von 1100°C in einem Sauerstoffgasstrom oxidiert und das entstehende Verbrennungsgas  $N_2$  mittels Wärmeleitfähigkeitsdetektor analysiert.

Die Nitrat-Ionen-Konzentrationen der Proben wurden gemäß der DIN 38405-9 bestimmt. Hierzu wurden 50 g Kompostprobe im Rohzustand direkt nach der Probenahme mit 200 ml einer 0,025 molaren CaCl-Lösung versetzt und die Ionen mittels Rührwerk in Lösung gebracht. Im Anschluss daran wurde das Extrakt mittels Faltenfilter von groben Partikeln befreit und durch einen Vortest mittels Nitrat-Teststäbchen eine erste Näherung der Nitratkonzentration bestimmt. Im Anschluss daran wurde das filtrierte Extrakt mit destilliertem Wasser verdünnt und photometrisch unter Zugabe von 2,6-Dimethylphenol analysiert bestimmt. Nach der parallel erfolgten Wassergehaltsbestimmung der Kompostprobe wurde die jeweilige  $NO_3$ -N-Konzentration bezogen auf die Trockensubstanz berechnet.

Die Bestimmung der Ammonium-Ionen-Konzentration der Proben erfolgte gemäß der DIN 38406-5. Die Probenaufbereitung und Voranalyse erfolgte dabei analog der Nitrat-Analytik. Im Anschluss an Voranalyse mittels Schnelltest wurde das filtrierte Extrakt mit destilliertem Wasser verdünnt und photometrisch unter Zugabe des Katalysators Natriumpentacyanonitrosylferrat bestimmt. Nach der parallel erfolgten Wassergehaltsbestimmung der Kompostprobe wurde die jeweilige  $NH_4$ -N-Konzentration bezogen auf die Trockensubstanz berechnet.

Parallel zu der Probenanalytik wurden Standards mit definierten Konzentrationen an  $NO_3$ -N und  $NH_4$ -N mitgeführt und analysiert um Fehlerquellen durch die Probenvorbereitung und -aufbereitung auszuschließen. Die Analyseergebnisse wurden zur Charakterisierung der Milieubedingungen und des Prozessverlaufes sowie zur Erklärung des N-Umsetzungsprozesses herangezogen.

### ***Analytik von weiteren Nährstoffen und Schwermetallen***

Gemäß den einschlägigen rechtlichen Vorschriften, die in Kapitel 2.4 beschrieben sind, ist eine Überprüfung der stofflichen Zusammensetzung von Düngemitteln obligatorisch. Dabei ist bei der Verwertung von organischen Reststoffen nach BioAbfV die Analyse der Elemente Cadmium, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Nickel, Blei und Zink vorgesehen. Die Bestimmung der Schwermetalle sowie die nach Düngemittelverordnung zu kennzeichnenden Konzentrationen an  $P_2O_5$ ,  $K_2O$ ,  $MgO$ ,  $CaO$ ,  $S_{ges}$  erfolgte nach Aufschluss in Königswasser durch Atomabsorptionsspektrometrie. Hierbei kamen die Analysevorschriften der DIN 38414 Teil 7 und DIN EN ISO 11885 zur Anwendung. Für das Element Quecksilber wurden die Vorschriften DIN 38414 Teil 7 und DIN EN 1483-E12-4 angewendet.

### ***Prüfung der Seuchenhygiene***

Die BioAbfV schreibt die Prozessprüfung bezüglich der Seuchenhygiene anhand des Testkeims *Salmonella senftenberg* W<sub>775</sub> ( $H_2S$ -negativ) vor, da dieser als besonders resistent angesehen wird. Vor dem Hintergrund der Gefahrenabwehr und nach Rücksprache mit dem zuständigen Gewerbeamt wurde auf die Prüfung dieses speziellen Testkeims verzichtet und anstatt dessen eine Prüfung der Endprodukte auf die Testkeime Salmonellen (Summenparameter), *Escherichia coli* und *Clostridium perfringens* zurückgegriffen. Bis auf Salmonellen waren alle Testkeime in den untersuchten Ausgangsprodukten wiederzufinden, sodass auf eine zusätzliche Inokulation der Einlageproben verzichtet werden konnte. Für die Inokulation der Einlageprobe mit Salmonellen wurde eine Abwasserprobe aus dem Zulauf einer städtischen Kläranlage entnommen. HAGENDORF et al. (2002) beschreiben, dass bezüglich des Testkeims Salmonellen in größeren Einzugsgebieten Abwässer eine Mikroorganismenkonzentration von bis zu  $10^4$  KBE/100 ml aufweisen. Ergänzend zu den drei aufgelisteten Testkeimen wurden die Endprodukte auf den Testkeim *Clostridium botulinum* hin untersucht, da die Milieubedingungen der Mikrobiellen Carbonisierung als geeignet für eine Vermehrung angesehen wurden und der Testkeim überdies humanpathogene Toxine bildet.

Zur Nachweisführung der Hygienisierung wurde jede Probe aus 225 g frischem, homogenisiertem und zerkleinertem Bioabfallmaterial mit 25 ml keimbelastetem Abwasser getränkt und anschließend in sterile Kunststoffsäckchen verpackt. Die Einlage der Proben in das Kompostiergut erfolgte ebenfalls in dieser Form in den Mietentiefen von 30 cm, 100 cm und 180 cm. Nachdem der für die Hygienisierung angenommene Verfahrensabschnitt von 7 bis 8 Wochen durchlaufen war, wurden die Kunststoffsäckchen wieder entnommen und auf die angeführten Testkeime hin durch das Institut für Bakteriologie und Mykologie der Universität Leipzig untersucht. Hierzu kamen die in Tabelle 15 angeführten Verfahren und Vorschriften zum Einsatz.

**Tab. 15: Verfahren zum Nachweis der Testkeime *E. coli*, Salmonellen, *C. perfringens*, *C. botulinum***

Parameter	Verfahren/Vorschrift
Salmonellen, Fäkalcoliforme Keime ( <i>E. coli</i> )	Methodenbuch BGK, 5. Auflage, 2006
<i>C. perfringens</i> , <i>C. botulinum</i>	direkter Toxinnachweis mittels Enzyme Linked Immunosorbent Assay (ELISA)
<i>C. botulinum</i>	indirekter Erregernachweis mittels Anreicherung

Die Prüfung der hygienisierten Bioabfälle ist in der Seuchenhygiene gemäß BioAbfV erfolgreich abgeschlossen, wenn in jeweils 50 g der entnommenen Sammelproben keine Salmonellen nachweisbar sind. Darüber hinaus sollten die fäkalcoliformen Keime sowie der Testkeime *C. botulinum* inaktiviert sein und die Konzentration von *C. perfringens* unterhalb der Nachweisgrenze von  $10^3$  KBE/ml liegen.

### ***Prüfung der Phytohygiene***

Aus der Vielzahl von Phytopathogenen und Pflanzensamen, die im Ausgangsmaterial von Bioabfallbehandlungsanlagen vorkommen, werden nach BioAbfV die folgenden Indikatororganismen zur Phytohygieneprüfungen der Endprodukte herangezogen:

- Plasmodiophora brassicae (Kohlhernie) mit einer einwöchigen Wärmetoleranz von 50°C (Grenzwert im Biotest: Befallsindex 0,5 je Prüfbereich)
- Tomatensamen (Grenzwert im Biotest: 2 % keimfähige Samen je Prüfbereich),
- Tabakmosaikvirus (TMV) (Grenzwert im Biotest: 4 % Restinfektiosität (Relativwert zur Positivkontrolle) je Prüfbereich)

Die Prozessprüfung ist nach BioAbfV in der Phytohygiene erfolgreich abgeschlossen, wenn in zwei aufeinanderfolgenden Untersuchungsgängen jeweils nach dem für die Hygienisierung relevanten Verfahrensschritt in den Proben je Prüfbereich die angegebenen Grenzwerte:

- bei den Parametern Plasmodiophora brassicae und Tomatensamen nicht überschritten sowie
- bei dem Parameter Tabakmosaikvirus um nicht mehr als maximal 30 % überschritten

werden. Nachfolgend soll kurz auf die Prüfungsverfahren der Indikatororganismen eingegangen werden, die im Rahmen dieser Arbeit zur Bewertung der Phytohygiene zweifach durchgeführt wurden.

### Nachweis des Testorganismus Plasmodiophora brassicae

Für den Nachweis der Hygienisierung des Testorganismus Plasmodiophora brassicae sind zunächst Einlegeproben herzustellen, die sich je Probe aus 30 g Gallenmaterial, 430 g Boden und 200 g Kompostrohmaterial zusammensetzen. Das Gallenmaterial entstammt aus mit dem Erreger Plasmodiophora brassicae befallenen Kohlpflanzen, wobei vor dessen Einsatz die Infektiosität zu überprüfen ist. Nach intensivem Vermischen der einzelnen Bestandteile wird das Material in einen rottebeständigen Beutel (Maschenweite max. 1x1 mm) eingefüllt und in das zu untersuchende Haufwerk eingelegt. Eine mitgeführte Kontrollprobe wird während des Versuchszeitraums in feuchtem, sterilisiertem Sand bei Zimmertemperatur gelagert.

Nach der Rückgewinnung sind die Einlageproben sorgfältig zu zerkleinern und mit einem Sand-Torfgemisch (5 Stunden bei 80 °C gedämpft) auf ein Volumen von 1000 ml aufzufüllen. Die homogenisierten Proben sind im Anschluss in ein Versuchsgefäß mit 13x13x13 cm Größe zu überführen. Da der pH-Wert einen starken Einfluss auf die Infektiosität von Plasmodiophora brassicae ausübt (Optimum: pH-Wert 6,0 ± 0,2), ist der pH-Wert der hergestellten Substratmischung zu überprüfen und gegebenenfalls durch Erhöhung des Torfanteils zu

korrigieren. Im Anschluss sind je Kunststofftopf und isolierter Erregerproben 16 vorgezogene Nachweispflanzen (1. Laubblattbildung) Sarepta-Senf (*Brassica juncea*) anzulegen.

Der Biotest wird als randomisierter Versuch in einer Klimakammer bei 6 000 bis 9 000 Lux und einer Temperatur von mindestens 20 °C durchgeführt. Die Pflanzen werden dabei ab der dritten Woche wöchentlich einmal mit einem wasserlöslichen Volldünger gedüngt. Die Vegetationszeit bis zur Bonitur der Nachweispflanzen beträgt 5 Wochen. Nach Beendigung des Biotests werden die Anzahl der befallenen Pflanzen gezählt und die Wurzelgallenbildung nach folgend dargestellter Boniturskala von 0 bis 3 bewertet:

- 0 - Keine sichtbaren Symptome
- 1 - Leichte Gallenbildung an Haupt- und Nebenwurzeln
- 2 - Mittlere Gallenbildung an Haupt- und Nebenwurzeln
- 3 - Starke Gallenbildung am gesamten Wurzelsystem

Der Befallsindex je Erregerprobe errechnet sich nach Gleichung 15 wie folgt:

$$\text{Befallsindex je Erregerprobe} = \frac{\sum \text{Pflanzen} \cdot K1 + \sum \text{Pflanzen} \cdot K1 + \sum \text{Pflanzen} \cdot K1}{\sum \text{Pflanzen je Erregerprobe}} \quad (15)$$

Ist der Befallsindex je Prüfbereich  $\leq 0,5$ , so gilt die Prüfung als bestanden.

### Nachweis der Keimfähigkeit von Tomatensamen

Analog zum Testorganismus *Plasmodiophora brassicae* wird für den Biotest eine Einlageprobe mit Tomatensamen der Sorte Saint-Pierre in das zu untersuchende Haufwerk eingelegt. Hierzu werden vorbereitend 400 Tomatensamen in einen kleinen Beutel aus unverrottbarem Gazestoff (Maschenweite 1x1 mm) gefüllt und vor dem Verschließen auf der gesamten Gazefläche verteilt. Des Weiteren muss vor der Untersuchung die Keimfähigkeit der verwendeten Tomatensamen bestimmt werden. Zur Prüfung darf nur Saatgut mit einer Mindestkeimfähigkeit von 90 % verwendet werden.

Nach der Rückgewinnung der Einlageproben werden die in das Haufwerk eingelegten Tomatensamen einer Keimfähigkeitsprüfung unterzogen. Hierzu werden aus jeder Probe die Samen entnommen und 200 Stück abgezählt. Die restlichen Samen werden 1 bis 2 Tage unter Wohnraumbedingungen (20 bis 50 % rel. Luftfeuchte, etwa 20 °C) zurückgetrocknet, luftdicht verschlossen und für etwaige Wiederholungen der Keimfähigkeitsbestimmung bei einer Temperatur von 7°C aufbewahrt. Die abgezählten Samen werden mit Wasser gereinigt und in sauberem Zustand zur Keimfähigkeitsbestimmung auf 4 Lagen angefeuchtetem Filterpapier in abgedeckten Petrischalen mit 9 cm Durchmesser ausgelegt sowie bei 25 °C und Belichtung in einem geeigneten Raum inkubiert. Alle sieben Tage werden die gekeimten Tomatensamen so lange ausgezählt, bis keine weiteren Samen keimen, wobei Samen als gekeimt gelten, bei denen die Wurzel oder der Spross sichtbar ausgetreten sind. Sind nach 21 Tagen keine Samen gekeimt, wird die Keimfähigkeitsprüfung abgeschlossen.

Zur Bewertung der Keimfähigkeit wird die Summe gekeimter Samen je Probe festgestellt und als Prozentsatz der Aliquote (200 Samen) angegeben. Ist die Keimfähigkeit je Prüfbereich  $\leq 2\%$ , so gilt die Prüfung als bestanden.

### Nachweis des Testorganismus Tabak-Mosaik-Virus (TMV)

Die Prozessprüfung in der Phytohygiene mit dem Testorganismus Tabakmosaikvirus wird nach folgender Methode gemäß BioAbfV durchgeführt.

Zunächst erfolgt eine Vermehrung des Virus in Tabakpflanzen der Sorte *Nicotiana tabacum* Samsun. Dazu werden die Tabakpflanzen bei 18 bis 22 °C unter Gewächshausbedingungen bis zum 5-Blattstadium herangezogen. Zur Inokulation werden 2 bis 3 untere Blätter mit einem Gemisch aus Karborund und Bentonit (1:1) dünn eingepudert und eine TMV-haltige Suspension aufgetragen. Die Suspension wird dabei aus dem Pflanzenpresssaft von TMV-infizierten Tabakpflanzen des Julius-Kühn-Institutes, der mit einem 0,05 mol/l Phosphatpuffer nach Sörensen (pH-Wert 7) versetzt wird, hergestellt. 2 bis 3 Wochen nach der Inokulation können dann virushaltige Blätter mit mosaikartigen Verfärbungen für die Untersuchungen verwendet werden. Für die Prüfung werden 10 g TMV-infizierte Tabakblätter je Einlageprobe in rottebeständige Beutel (Maschenweite max. 1x1 mm) eingefüllt und in das zu untersuchende Haufwerk eingelegt. Positivkontrollen aus 10 g mit TMV infizierten Tabakblättern derselben Charge werden bei -18 °C aufbewahrt.

Nach Beendigung des hygienisierenden Verfahrensschritts werden die Erregerproben von nicht verrotteten groben Bestandteilen befreit. Unter Zusatz von 30 ml Phosphatpuffer nach Sörensen (0,05 mol/l; pH-Wert 7) wird jede Probe in einem Mörser separat zerkleinert. Die Probensuspension wird auf Filtriergaze gegeben und ausgepresst. Der Probenextrakt wird in ein verschließbares Glas- oder Kunststoffgefäß überführt. Mit den mitgeführten Positivkontrollen wird analog verfahren. Als Nachweis für die Infektion werden die Extrakte aus den Proben und aus den Kontrollen auf Blätter der Tabakpflanze *Nicotiana glutinosa* L. aufgetragen, wobei sich die Testpflanzen im 6-8-Blattstadium befinden sollen. Für die Inokulation der sechs reisolierten TMV-Erregerproben je Versuchsansatz werden insgesamt sechs Nachweispflanzen der Sorte *Nicotiana glutinosa* L. benötigt, an denen je Prüfbereich vier Proben an vier Pflanzen getestet werden. Zuvor werden an den Nachweispflanzen die Vegetationsspitze und die unteren älteren Blätter entfernt, so dass jeweils vier voll ausgebildete Blätter für die Inokulation an den Pflanzen verbleiben. Für die bessere Vergleichbarkeit bei Lokalläsionen an Pflanzen mit Blättern unterschiedlicher Größe und unterschiedlichen Alters wird das lateinische Quadrat als Versuchsanordnung gewählt, das in Tabelle 16 anhand einer Versuchsanordnung schematisch dargestellt ist. Bei der Prozessprüfung werden die drei charakteristischen Prüfbereiche (30cm (1; 4), 100cm (2; 5), 180cm (3; 6) Tiefe) des Rottekörpers in vierfacher Wiederholung je Probe überprüft.

Für die Überprüfung werden die Proben- und Kontrollextrakte, nach dem dünnen Aufpudern des Gemisches Karborund und Bentonit (1:1) auf die Nachweispflanzen, mit einem Wattestäbchen auf die Blätter aufgetragen, wobei die bestäubten Blatthälften mit dem Extrakt zweimal gleichmäßig mit leichtem Druck und mit Handbewegungen, die von der Mittelader zum Blattrand verlaufen, bestrichen werden. Dabei wird das Blatt mit einer Hand von der Blattunterseite her unterstützt. Sofort nach der Behandlung werden die Tabakblätter direkt am Spross abgeschnitten und die anhaftenden Karborund-/Bentonit-Reste von der Blattoberfläche mit Leitungswasser vollständig entfernt. Zur Inkubation werden die behandelten Blätter dann in ein mit Wasser gefülltes Gefäß gestellt. Im Anschluss werden die behandelten Blätter bis zur Symptomausbildung in eine Klimakammer oder ein klimatisiertes Gewächshaus bei 22 bis 25

°C gestellt. Während des Inkubationszeitraums von 5 Tagen werden die behandelten Blätter täglich für 16 Stunden beleuchtet.

**Tab. 16: Versuchsanordnung der Halbblattmethode unter Einbeziehung der Positiv-Kontrollprobe (K) für die vier zu prüfenden TMV-Proben (1, 2, 3, 4, 5, 6) eines Prüfbereichs**

Blattpos.	Pflanze A		Pflanze B		Pflanze C		Pflanze D		Pflanze E		Pflanze F	
	Links	rechts	links	rechts	links	rechts	links	rechts	Links	Rechts	links	Rechts
1. Blatt	1	K	K	4	3	K	K	2	5	K	6	K
2. Blatt	2	K	K	1	4	K	K	3	K	6	K	5
3. Blatt	3	K	K	2	1	K	K	4	K	5	K	6
4. Blatt	4	K	K	3	2	K	K	1	6	K	5	K

Zur Bewertung des Hygienisierungserfolges werden die gebildeten nekrotischen Lokalläsionen einer jeden Blatthälfte getrennt ausgezählt. Die Auswertung erfolgt durch Addition der Läsionen der jeweiligen vier Blatthälften, die jeweils mit der Proben- und Kontrolllösung inokuliert worden sind. Die Restinfektiosität der Erregerproben wird prozentual in Relation zur Positiv-Kontrolle ausgedrückt und berechnet sich dabei nach Gleichung 16 wie folgt:

$$R = \frac{B1 (LP \cdot 100) / LK + B2 (LP \cdot 100) / LK + B3 (LP \cdot 100) / LK + B4 (LP \cdot 100) / LK +}{\sum \text{inokulierter Tabakblätter}} \quad (16)$$

R - Restinfektion

B1 - inokuliertes Blatt der ersten Pflanze

B2 - inokuliertes Blatt der zweiten Pflanze

B3 - inokuliertes Blatt der dritten Pflanze

B4 - inokuliertes Blatt der vierten Pflanze

LP - Läsionszahl der Erregerprobe

LK - Läsionszahl der Positiv-Kontrollprobe

Die Restinfektion des Erregers Tabakmosaikvirus für einen Prüfbereich ergibt sich aus dem arithmetischen Mittel der relativen Restinfektionen aller Wiederholungen eines jeweiligen Prüfbereichs. Ist die relative Restinfektion je Prüfbereich  $\leq 4\%$ , so gilt die Prüfung als bestanden.

### Temperaturmessung

Die Bestimmung der Temperatur in den untersuchten Versuchsmieten erfolgte täglich in den Tiefenbereichen von 30 cm und 100 cm. Zur Datenerfassung wurde mit einer Temperaturlanze an 4 verschiedenen Stellen jeder Miete gemessen und anschließend die erhobenen Daten gemittelt. Die Auflösung der Temperaturlanze betrug 1°C.



### ***pH-Wert***

Der pH-Wert der Kompostproben wurde nach DIN ISO 10390 (2005) gemessen. Mit Hilfe einer Glaselektrode (WinLab Data-Line pH-Temperatur Meßgerät) erfolgte die Messung in einer Suspension aus Kompostprobe (luftgetrocknet) und Calciumchloridlösung mit einer Stoffmengenkonzentration von 0,025 mol/l im Mengenverhältnis von 1:4.

### ***Gasanalytik***

Die Gasanalytik zur Bewertung der Prozessbedingungen und Beurteilung der Emissionen erfolgte täglich durch diskontinuierliche Messungen der Gaskonzentrationen an CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, O<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S und H<sub>2</sub> mit dem Messgerät Dräger X-am 7000. Für die Bestimmung von CO<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub> kamen Infrarotsensoren zum Einsatz. Für die Analyse von O<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S und H<sub>2</sub> wurden elektrochemische Sensoren verwendet. Die Bestimmung der Gaszusammensetzungen in den untersuchten Versuchsmieten erfolgte in den Tiefenbereichen von 30 cm und 100 cm sowie an der Mietenoberfläche. Für die Messung der Gaskonzentrationen innerhalb der Versuchsmieten wurde eine Lanze eingesetzt.

### 3 Durchführung und Versuchsaufbau

In den folgenden Gliederungspunkten soll zunächst die gewählte und angewandte Verfahrenstechnik erläutert werden, bevor auf die eingesetzten Substrate und deren Aufbereitungsschritte eingegangen wird. Im Anschluss daran soll auf die Probenahme und Analytikintervalle näher eingegangen werden.

#### 3.1 Verfahrenstechnik und Versuchsaufbau

Im Rahmen dieser Arbeit wird das Verfahren der Mikrobiellen Carbonisierung zusammen mit einer konventionellen offenen Kompostierung untersucht und beide Verfahren miteinander verglichen. Hierzu wird die bestehende Anlagentechnik einer aeroben Behandlungsanlage für die Mikrobielle Carbonisierung adaptiert. Die bestehende Kompostierungsanlage ist durch einen vergleichsweise einfachen apparativen Aufbau gekennzeichnet. Zur aeroben Verwertung organischer Abfälle kommen im Rahmen der Kompostierung ein mobiler Vorzerkleinerer, ein Radlader sowie ein Trommelsieb zum Einsatz. Die aerobe biologische Behandlung findet in Rotteboxen statt. Zum Aufbau der Mieten und zum Umsetzen wird der Radlader verwendet. Im Rahmen der Versuchskampagnen wurden die vorhandenen Maschinen ebenfalls für die Behandlung der Reststoffe mittels Mikrobieller Carbonisierung angewandt. Auf das Umsetzen der mikrobiell behandelten Versuchsmieten durch den Radlader wurde dabei verfahrensbedingt verzichtet. Alle Versuchsmieten wurden als Tafelmieten ausgeführt und in den Rotteboxen behandelt. Das Inokulum für die MC-Mieten wird durch das Aufsprühen auf die freiliegende Oberfläche aufgebracht.

Im Rahmen der Untersuchungen wurden 6 Versuchsreihen geplant und durchgeführt. Die erste Versuchsreihe wurde dabei als kleintechnische Vorversuchsreihe konzipiert. Der gewählte Mietenaufbau ist in Abbildung 17 dargestellt. Die mikrobiell karbonisierten Mieten 1 bis 4 sind in der rechten Rottebox aufgebaut, die konventionell kompostierten Vergleichsmieten 5 und 6 in der linken Rottebox. Im Vergleich zu späteren Versuchsreihen weisen die mikrobiell karbonisierten Mieten der ersten Versuchsreihe ein größeres A/V-Verhältnis auf. Analog zu den Versuchsmieten 1 bis 4 wurden die MC-Versuchsmieten 7 und 8 behandelt.

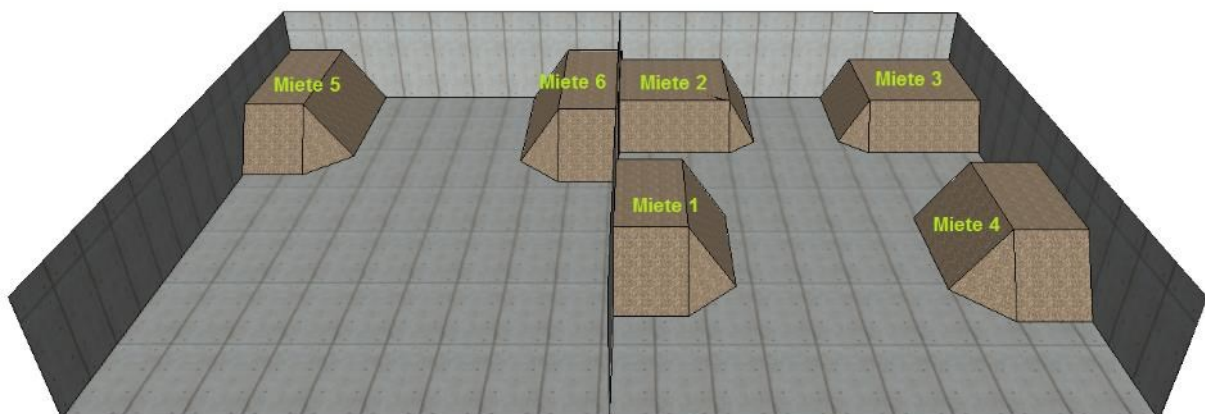
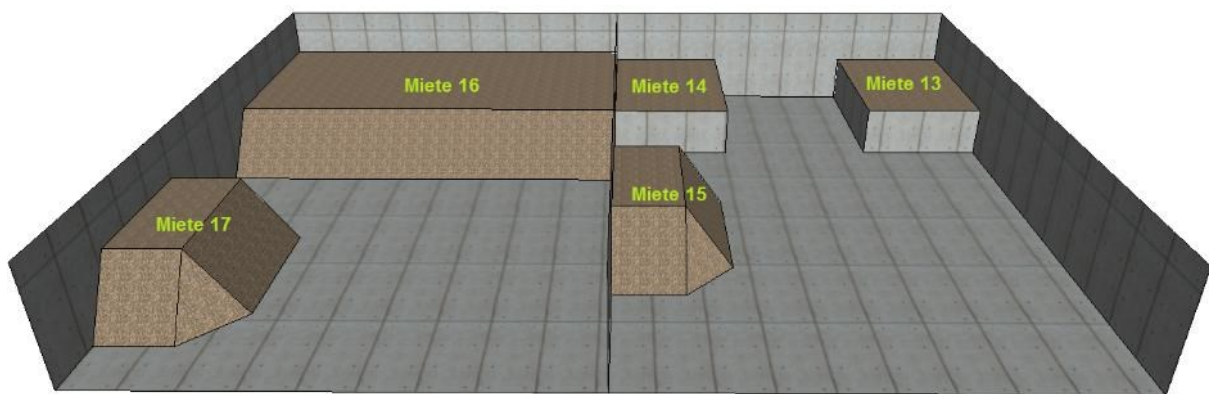


Abb. 17: Mietenaufbau der 1. Versuchsreihe

In der zweiten Versuchsreihe wurden die Materialmengen erhöht und die Mieten in den Rotteboxen analog der Versuchsreihe 1 aufgeteilt. Die konventionell aerob kompostierte Miete 12 wurde in der linken Rottebox behandelt, die Mieten 10 und 11 wurden wie die Mieten 2 und 3 aufgeteilt, wenngleich größere Substratmengen eingesetzt wurden. Der Einsatz von größeren Substratmengen und die Anhebung der Mietenhöhe auf 1,80 Meter führten zu geringeren A/V-Verhältnissen bei den MC-Versuchsmieten 10 und 11.

In der dritten Versuchsreihe wurden die Mietenaufbauten im Hinblick auf das A/V-Verhältnis weiter angepasst. Abbildung 18 zeigt die vorgenommenen Anpassungsmaßnahmen insbesondere bei den Mieten 13 und 14 die zwischen bewegliche Betonwände aufgebaut wurden. Die konventionell kompostierten Vergleichsmieten 15 und 17 wurden in regelmäßigen Intervallen umgesetzt. Miete 16 wurde nicht zwischen vier Betonwänden eingekapselt, sondern lediglich von den drei festen Wänden der Rottebox umgeben. Anstatt dessen wurde ein vergleichbares A/V-Verhältnis zu den Versuchsmieten 13 und 14 durch die Anhebung der Mietenhöhe auf 2,20 Meter erreicht. Die Versuchsmieten 18 bis 20 wurden analog zu den anderen Mieten der dritten Versuchsreihe behandelt, wenngleich die konventionell behandelte Miete 20 nur einmal monatlich umgesetzt wurde und nicht wie bei den Mieten 15 und 17 wöchentlich.



**Abb. 18: Mietenaufbau der 3. Versuchsreihe**

Ab der vierten Versuchsreihe wurden die Versuchsmieten stets nach dem in Abbildung 19 dargestellten Mietenaufbau behandelt, wobei die konventionell kompostierten Versuchsmieten stets in festen Intervallen umgesetzt wurden. Das für die Mikrobielle Carbonisierung von WITTE (2013a) empfohlene Gesteinsmehl aus Litharenit wurde in ausgewählten MC-Versuchsmieten sowie deren konventionell behandelten Vergleichsmieten eingemischt. Lediglich bei der MC-Versuchsmiete 22 wurde das Gesteinsmehl aufgepudert. Bei der Vergleichsmiete 23 wurde das ebenfalls aufgepuderte Gesteinsmehl durch das Umsetzen eingemischt. Im nachfolgenden Kapitel wird auf die eingesetzten Substrate und Substratmischungen näher eingegangen.

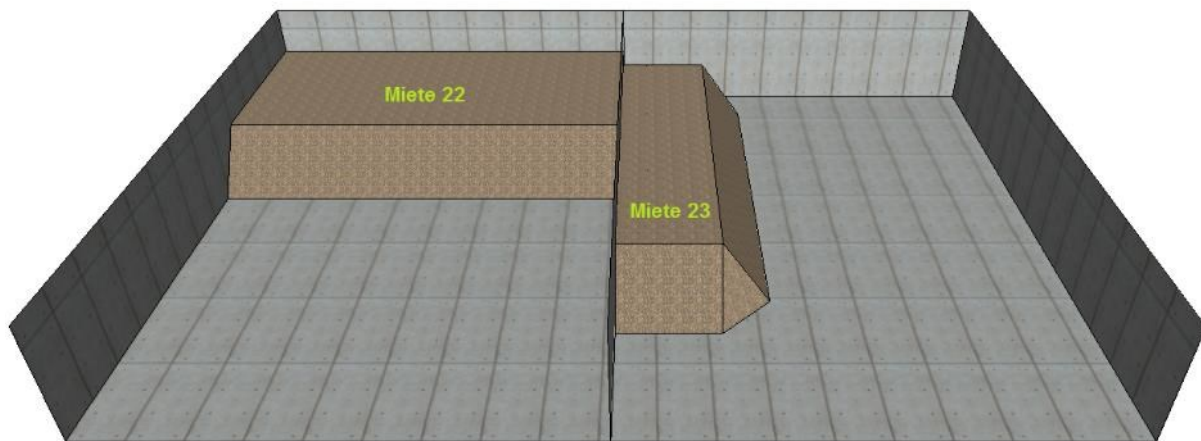


Abb. 19: Mietenaufbau der 4. Versuchsreihe

### 3.2 Eingesetzte Substrate und Substratmischungen

Für die Bewertung des Verfahrens der Mikrobiellen Carbonisierung im Hinblick auf die biologische Umsetzung unterschiedlichster organischer Reststoffe, ist es unabdingbar Reststoffe zu verwenden, die durch ihren mengenmäßigen Anfall relevant für eine biologische Verwertung sind. Auf Grund ihrer Quantität werden die Stoffströme Bioabfall aus der getrennten Sammlung, Grünschnitt, Klärschlamm, Biogasgülle, Weizenstroh sowie die Rückstände der Thymian- und Majoranproduktion in verschiedenen Versuchsreihen näher untersucht. Die angeführten Reststoffe fallen jahreszeitlich in unterschiedlichen Mengen an und unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Materialzusammensetzung und Stoffeigenschaften voneinander. Grünschnitt fällt vorwiegend im Frühjahr und Herbst an, die betrachteten Ernterückstände vorwiegend im Herbst. Beide Stoffströme weisen in der Regel ein hohes C/N-Verhältnis auf und sind vereinzelt sehr trocken. Die Bioabfälle aus der getrennten Erfassung fallen, analog zu Biogasgülle und Klärschlamm, über das gesamte Jahr in etwa konstanter Menge an, variieren jedoch in der Qualität teilweise stark, sodass lediglich qualitativ höherwertige Chargen (niedrige Fremdstoffgehalte, geringer Umsetzungsgrad der Substrate) für die Versuche verwendet werden. Den drei Reststoffen sind ein enges C/N-Verhältnis und hohe Wassergehalte gemein. Die Ernterückstände Majoran- und Thymianstroh werden im Rahmen dieser Arbeit näher betrachtet, da diese Reststoffe durch die biologischen Verfahren der Kompostierung und Vergärung nur langsam und unzureichend umzusetzen sind und aktuell einer kostenintensiven thermischen Entsorgung zugeführt werden müssen [TRAUTMANN, 2011].

Im Rahmen dieser Arbeit werden 6 Versuchsreihen durchgeführt und dabei unterschiedliche Mischungen der oben angeführten Substrate untersucht. Die Vermischung ist erforderlich, da zum einen ein optimaler Wassergehalt eingestellt werden muss und zum anderen ein optimiertes Nährstoffverhältnis in den Ausgangssubstraten gewährleistet werden soll. Des Weiteren wird ausgewählten Substratmischungen ein Gesteinsmehl aus Litharenit beigemischt, weil sich hiervon für das Verfahren der Mikrobiellen Carbonisierung ein prozesstechnischer Mehrwert erhofft wird. Die gewählten Mischungsverhältnisse, A/V-Verhältnisse und Umsetzintervalle der Versuchsmieten sind in Tabelle 17 dargestellt.

**Tab. 17: Substrateinsatz und -zusammensetzung der Versuchsmieten**

Mieten-Nr.	Versuchszeitraum	Substratmischung (Verhältnis)	A/V	Umsetzintervall
1 (MC)	12.08.11-10.10.11	Bio, GS, KS (50:45:5)	1,44	Nie
2 (MC)	12.08.11-10.10.11	Bio, GS, KS (50:45:5)	1,17	Nie
3 (MC)	12.08.11-10.10.11	GS, Bio, GM (50:40:10)	1,17	Nie
4 (MC)	12.08.11-10.10.11	GS, Bio, GM (50:40:10)	1,44	Nie
5 (Komp.)	12.08.11-10.10.11	Bio, GS, KS (50:45:5)	1,17	2 x wöchentlich
6 (Komp.)	12.08.11-10.10.11	GS, Bio, GM (50:40:10)	1,17	2 x wöchentlich
7 (MC)	06.09.11-01.11.11	WS, Gü (90:10)	1,44	Nie
8 (MC)	06.09.11-01.11.11	WS, MS, Gü (45:45:10)	1,44	Nie
9 (MC)	13.09.11-14.02.12	TS, MS, Gü (45:45:10)	0,98	Nie
10 (MC)	28.10.11-05.03.12	GS, Bio, GM (49:49:2)	0,98	Nie
11 (MC)	28.10.11-05.03.12	GS, GM (96:4)	0,98	Nie
12 (Komp.)	28.10.11-05.03.12	GS, GM (96:4)	1,94	1 x wöchentlich
13 (MC)	21.03.12-29.05.12	GS, Bio (67:33)	0,83	Nie
14 (MC)	21.03.12-29.05.12	GS, Bio, GM (65:30:5)	0,83	Nie
15 (Komp.)	21.03.12-29.05.12	GS, Bio, GM (65:30:5)	1,71	Wöchentlich
16 (MC)	21.03.12-29.05.12	GS, Bio (70:30)	0,78	Nie
17 (Komp.)	21.03.12-29.05.12	GS, Bio (70:30)	1,54	2 x wöchentlich
18 (MC)	31.03.12-05.06.12	SD, Gü (90:10)	1,24	Nie
19 (MC)	31.03.12-05.06.12	SD	1,24	Nie
20 (Komp.)	31.03.12-05.06.12	SD	1,24	1 x monatlich
22 (MC)	17.08.12-11.02.13	GS, Biol, GM aufgepudert (60:40)	0,63	Nie
23 (Komp.)	17.08.12-11.02.13	GS, Bio, GM (59:39:2)	0,90	erste 3 Monate 2 x wöchentlich, danach nicht mehrumgesetzt
24 (MC)	11.03.13-21.08.13	GS, Bio, KS, GM (58:25:15:2)	0,83	Nie
25 (Komp.)	11.03.13-21.08.13	GS, Bio, KS, GM (58:25:15:2)	0,83	Nie
26 (Komp.)	11.03.13-21.08.13	GS, Bio, KS, GM (58:25:15:2)	0,91	2 x wöchentlich
27 (MC)	16.05.13-14.10.13	MS, Gü (90:10)	0,98	Nie
28 (MC)	29.08.13-21.10.13	GS, Bio, KS, GM (58:25:15:2)	0,83	Nie

MC = Mikrobielle Carbonisierung, Komp. = konventionelle Kompostierung, GS = Grünschnitt, Bio = Bioabfall, GM = Gesteinsmehl, KS = Klärschlamm, WS = Weizenstroh, MS = Majoranstroh, Gü = Biogasgülle, TS = Thymianstroh

### 3.3 Substratvorbereitung und Inokulation

Die Ausgangssubstrate werden vor der biologischen Behandlung auf eine Ausgangskorngröße von 60 mm zerkleinert. Dieser Schritt wird als notwendig erachtet, da für die biologische Umsetzung eine große spezifische Oberfläche bereitgestellt werden soll. Hierzu werden die verschiedenen Substrate zunächst vorzerkleinert und im Anschluss gemäß den gewählten Mischungsverhältnissen mit einem Radlader gemischt. In einem dritten Schritt werden die hergestellten Mischungen auf eine Korngröße von 60 mm zerkleinert und gleichzeitig weiter homogenisiert. Die aufbereiteten Ausgangssubstrate werden im Anschluss rotierend den verschiedenen Versuchsmieten zugeführt, sodass eine gleichmäßige Materialverteilung in den

Vergleichsmieten gewährleistet wird. Für die Versuchsreihen werden weitestgehend unverrottete und frische organische Reststoffe verwendet, um eine biologische Beeinträchtigung der Ausgangsmaterialien durch Fäulnis auszuschließen. Die Gewährleistung dieses Materialzustandes ist jedoch mit Schwierigkeiten verbunden, da eine getrennte Sammlung von organischen Stoffen in der Region der Versuchsanlage nicht erfolgt. Hierdurch mussten Abstriche im Hinblick auf die Qualität der Ausgangsmaterialien hingenommen werden.

Eine Einstellung des Wassergehaltes wird erst im Verlauf der Versuche vorgenommen. Eine Zusetzung von Wasser zu den Ausgangssubstraten erfolgt in der Regel nicht. Einzig bei den Versuchsmieten 7, 8 und 27 erfolgte eine flächige Ausbreitung der Ausgangsmaterialien vor dem Aufsetzen zu Tafelmieten. Dieser Schritt sollte eine Vortrocknung des Materials herbeiführen, da die Ausgangssubstrate einen Wassergehalt von über 70 Masse-% aufwiesen und somit von den Vorgaben nach WITTE (2013b) für die Mikrobiellen Carbonisierung abwichen. WITTE (2013b) führt als optimalen Wassergehalt einen Bereich von 35 bis 50 Masse-% an.

Nach dem Aufsetzen der Substratmischungen in separaten Rottesilos zu etwa 1,80 bis 2,20 Meter hohen Tafelmieten, werden die Oberflächen der mikrobiell behandelten Versuchsmieten zunächst leicht verdichtet. Im Anschluss werden die Ausgangsmaterialien mit dem Inokulum der Firma Witte Bio Consult UG angeimpft. Hierzu werden 3-5 Liter Bakteriensuspension je Quadratmeter aufsprüht. Nachfolgend werden die Vergleichsmieten konventionell kompostiert wohingegen die mikrobiell inokulierten Testmieten nicht durch Umsetzaggregate bewegt werden.

#### **3.4 Probenahme und Repräsentativität**

Die Probenahme bestimmt maßgeblich die Qualität von Analyseergebnissen. Ziel einer repräsentativen und reproduzierbaren Probenahme ist es, eine Teilmenge zu erhalten, welche zur Ermittlung der Merkmale einer Grundmenge geeignet ist [RASEMANN, 1993]. Mit den aus der Teilmenge ermittelten Merkmalen, lässt sich die Grundmenge charakterisieren.

Bei ruhenden Schüttgütern, wie einem frei zugänglichen Haufwerk von organischem Abfall, ist zu beachten, dass durch den Schütt- und Mischvorgang während der Materialaufbereitung, mit einer Entmischung zu rechnen ist, wie beispielsweise der Aufkonzentration kleinerer Partikel im unteren Mietenbereich. Daher wird stets die volle Schütthöhe beprobt. Auf Grund der gewählten Mietengeometrie (Tafelmieten), mit einer vergleichsweise flachen Aufschüttung, werden rasterartig Beprobungspunkte in verschiedenen Tiefenstufen mit einem Erdbohrer freigelegt und Einzelproben gemäß der LAGA Prüfnorm 98 (2004) entnommen (vgl. Abb. 20). Die gewonnen Einzelproben werden im Anschluss zu einer Mischprobe vereinigt und nach BARRENSTEIN et al. (2006) durch Kegeln und Vierteln verengt (vgl. Abb. 21). Parallel zur Probenahme wird ein Probenahmeprotokoll für jede Miete angefertigt sowie die wesentlichen Kenndaten (Umgebungstemperatur, Niederschlag) und Besonderheiten (Materialveränderung, Geruch) dokumentiert. Zusätzlich wird eine fotografische Dokumentation durchgeführt, um optische Eindrücke, wie beispielsweise Farbe, Form und Struktur festzuhalten.

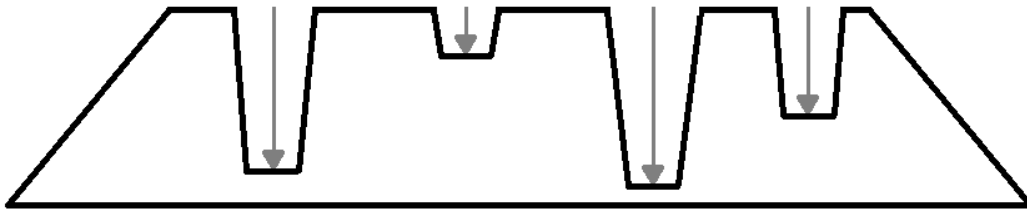


Abb. 20: Probenahme aus ausgebreiteten Mieten nach LAGA PN 98 (2004)

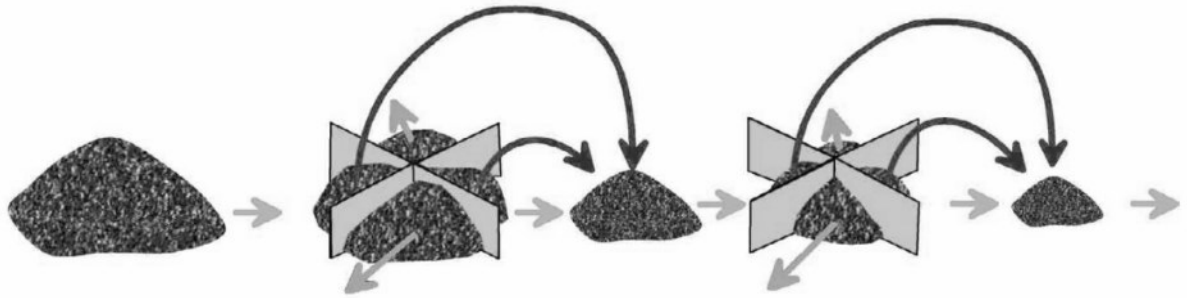


Abb. 21: Prinzip der Probenteilung nach dem Kegelverfahren [BARRENSTEIN et al. 2006]

### 3.5 Emissionsmessungen

Auf Grund der Umsetzungsintervalle der konventionell kompostierten Vergleichsmieten werden diskontinuierliche Messungen (einmal täglich) des Gasraumes über den Versuchsmieten durchgeführt. Die Analytik der Emission erfolgt dabei in Anlehnung an die DIN EN 13725 (2003) mittels Probenahmehauben, wobei abweichend von der Vorschrift 20-Liter-Eimer (5 Stück je Versuchsmiete) als statische Hauben verwendet werden. Dieser Messaufbau wird denen in HELLEBRAND (1998) und CUHLS (2010) beschriebenen nachempfunden, wenngleich dieser auf Grund der kleinräumigen Aufnahme nur eingeschränkt repräsentativ ist. Des Weiteren werden kleinere Messhauben verwendet, um die von LINZNER et al. (2005) beschriebenen nachteiligen Systembeeinflussungen, die durch die Verengung des Strömungsquerschnittes entstehen, zu vermeiden. Die von CUHLS (2010) beschriebenen Alternativen der Membran Cover Probenahme oder Windtunnel Probenahme weisen eine höhere Repräsentativität auf, wirken sich jedoch negativ auf die für die Mikrobielle Carbonisierung erforderlichen Randbedingungen (vgl. Kap. 2.5.6) aus, sodass diese nicht verwendet werden. Der gewählte Aufbau ist in Abbildung 22 dargestellt. Die Emissionsmessdaten der Probenahmestellen werden stets gemittelt.

Ergänzend zu den täglichen Emissionsmessungen werden Mietenluftmessungen durchgeführt. Mittels Lanze werden jeweils in 2 Bereichen des Mietenquerschnittes Gasproben auf  $O_2$ ,  $CO_2$ ,  $CH_4$ ,  $H_2S$  und  $H_2$  analysiert:

Meßpunkt 1: Mietenmitte ca. 30 cm Tiefe,

Meßpunkt 2: Mietenkern ca. 100 cm Tiefe.

Gleichzeitig werden die Mietentemperaturen in den angeführten Bereichen von 30 cm und



100 cm Tiefe gemessen. Auf die Analyse der Stickstoffemissionen musste im Rahmen dieser Arbeit verzichtet werden, da hierfür keine Messtechnik zur Verfügung stand.



**Abb. 22: Messaufbau zur Analytik der Gasemissionen (Versuchsmiete 22)**

### 3.6 Analytik

Die gewonnenen Mischproben (vgl. Kap. 3.4.) der festen Substrate werden gemäß den in Tabelle 18 dargestellten Parameter und Vorschriften analysiert. Für die großtechnisch angelegten Versuchsmieten 24 und 28 wird, nach den in Kapitel 3.1 beschriebenen Prozessoptimierungen, eine Prüfung auf Seuchen- und Phytohygiene gemäß BioAbfV vorgenommen und der Prüfraum durch die Bakterien *Clostridium perfringens*, *Clostridium botulinum* sowie Fäkalcoliforme Keime (*E.coli*) ergänzt. Alle bakteriologischen Untersuchungen werden durch akkreditierte Prüfstellen (LUS GmbH, Universität Leipzig Institut für Bakteriologie und Mykologie) durchgeführt.



**Tab. 18: Untersuchte Analyseparameter und Prüfvorschriften mit den zugehörigen Untersuchungsintervallen**

Parameter	Vorschrift	Untersuchungsintervall
Trockenrückstand	DIN 38414 Teil 2	einmal wöchentlich
organische Substanz als Glühverlust	DIN 38414 Teil 3	einmal wöchentlich
TC, TIC, TOC	DIN EN 1484	einmal wöchentlich
pH-Wert	Extraktion mit 0,025 molarer CaCl-Lösung, DIN 38414 Teil 5	einmal wöchentlich
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , K <sub>2</sub> O, MgO, CaO, S <sub>ges</sub>	DIN 38414 Teil 7 & DIN EN ISO 11885	einmal wöchentlich/ alle zwei Wochen
N <sub>ges</sub>	Methodenbuch BGK, 5. Auflage, 2006; DIN ISO 11261	einmal wöchentlich
NO <sub>3</sub> -N,	Extraktion mit 0,025 molarer CaCl-Lösung, DIN 38405-9	einmal wöchentlich
NH <sub>4</sub> -N	Extraktion mit 0,025 molarer CaCl-Lösung, DIN 38406-5	einmal wöchentlich
Pb, Cd, Cr, Ni, Cu, Zn	DIN 38414 Teil 7 & DIN EN ISO 11885	Versuchsbeginn und nach 8 Wochen Behandlung
Hg	DIN 38414 Teil 7 & DIN EN 1483-E12-4	Versuchsbeginn und nach 8 Wochen Behandlung
P. Brassicae, Tabak-Mosaik-Virus (TMV), Keimtest Tomatensamen	BioAbfV	nach 8 Wochen Behandlung
Salmonellen, Fäkalcoliforme Keime (E. coli)	Methodenbuch BGK, 5. Auflage, 2006	Versuchsbeginn und nach 8 Wochen Behandlung
C. perfringens, C. botulinum	direkter Toxinnachweis mittels Enzyme Linked Immunosorbent Assay (ELISA)	Versuchsbeginn und nach 8 Wochen Behandlung
C. botulinum	indirekter Erregernachweis mittels Anreicherung	Versuchsbeginn und nach 8 Wochen Behandlung

### 3.7 Statistische Auswertung

In der Literatur erfolgt die Auswertung von Untersuchungsergebnissen zur Kompostierung häufig durch den Vergleich von ähnlichen Versuchsreihen. Beispiele hierfür liefert KÖRNER (2008) für den Vergleich von Versuchsreihen unter gleichen Bedingungen oder vergleichbaren Substraten. Dieser beschriebene Ansatz wird nur vereinzelt verfolgt, da auch bei identischen Versuchsansätzen und der Adaption lediglich eines Prozessparameters sich alle für die Kompostierung relevanten Milieubedingungen (Substrat-, Gaszusammensetzung, Temperatur, Wassergehalt, pH-Wert) in ihrer Gesamtheit ändern können. Zudem kann sich die Veränderung eines Prozessparameters substratabhängig unterschiedlich auswirken. Um zu gewährleisten, dass die getroffenen Aussagen reproduzierbar sind, werden die erhobenen Datensätze statistisch bewertet. Hierzu werden zunächst deskriptive statistische Methoden eingesetzt. Mit ihrer Hilfe kann von der Grundgesamtheit auf eine Stichprobe geschlossen werden. Von den betrachteten

Datensätzen werden Minimal-, Mittel- ( $\bar{x}$ ) und Maximalwerte sowie Median ermittelt. Darüber hinaus werden für ausgewählte Analysedaten die arithmetischen Mittelwerte (vgl. Gleichung 17), die Varianzen (vgl. Gleichung 18) und Standardabweichungen (vgl. Gleichung 19) berechnet.

$$\text{Mittelwert} \quad \bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n x_i \quad (17)$$

$\bar{x}$  arithmetischer Mittelwert der Stichprobe

n Stichprobenumfang (Anzahl der Werte)

$x_i$  Merkmalsausprägung am i-ten Element der Stichprobe

$$\text{Varianz} \quad \sigma^2 = \sum_{x \in X} (x - E(X))^2 \quad (18)$$

$\sigma^2$  Varianz der Grundgesamtheit

x Messwert aus der Stichprobe

$E(X)$  Erwartungswert der Grundgesamtheit =  $\bar{x}$

$$\text{Standardabweichung} \quad S = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (19)$$

S Standardabweichung der Grundgesamtheit

n Stichprobenumfang (Anzahl der Werte)

$x_i$  Merkmalsausprägung am i-ten Element der Stichprobe

$\bar{x}$  arithmetischer Mittelwert der Stichprobe

Des Weiteren wird zur Bewertung von möglichen Zusammenhängen oder Unterschieden zwischen den erhobenen Messdaten eine Korrelationsanalyse vorgenommen. Für die metrisch skalierten Messwerte stellt der Korrelationskoeffizient r nach Bravais-Pearson ein geeignetes Maß für die lineare Abhängigkeit zweier statistischer Variablen dar. Gleichung 20 beschreibt die Berechnung des Korrelationskoeffizienten r, der insbesondere für die Bewertung des Zusammenhanges zwischen Kohlenstoffgehalt und Temperaturverlauf und zwischen dem Kohlenstoffgehalt und dem pH-Wertverlauf angewendet wird. Dabei entspricht  $r = 0$  der vollkommenen Unabhängigkeit zweier Datensätze und  $r = 1$  der vollkommenen Abhängigkeit zweier Datensätze. Letzteres gilt auch für die Ausprägung  $r = -1$ , wobei die betrachteten Datensätze indirekt korrelieren. Dies bedeutet am Beispiel der Kompostierung, dass durch die Erhöhung der Temperatur die Kohlenstoffgehalte sinken würden.

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (20)$$

r Korrelationskoeffizient [-1,0,1]

$x_i$  Merkmalsausprägung am i-ten Element der ersten Stichprobe

$\bar{x}$  arithmetischer Mittelwert der ersten Stichprobe

$y_i$  Merkmalsausprägung am i-ten Element der zweiten Stichprobe

$\bar{y}$  arithmetischer Mittelwert der zweiten Stichprobe

n Wertepaare  $(x_i; y_i)$  ( $i = 1, \dots, n$ )

### 4 Ergebnisse

In den nachfolgenden Kapiteln werden das Verfahren und die Endprodukte der Mikrobiellen Carbonisierung durch mehrere Versuchsreihen untersucht und die Ergebnisse mit parallel durchgeführten Kompostierungsversuchen in einer offenen Rotte verglichen. Hierbei werden in Kapitel 4.1 zunächst die Prozessbedingungen beider Verfahren einander gegenübergestellt und auf wesentliche Unterschiede eingegangen. In Kapitel 4.2 werden die prozessbedingten Emissionen beschrieben. Kapitel 4.3 stellt die Ergebnisse der Produktanalysen dar und setzt diese in Zusammenhang mit den zuvor beschriebenen Prozessbedingungen.

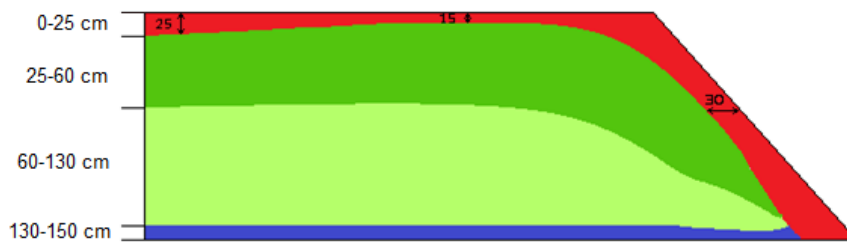
#### 4.1 Prozessanalytik und -beobachtungen

Im Rahmen der Versuchskampagnen wurden zunächst die Auswirkungen der Prozessanpassungen, die im Zusammenhang mit der Mikrobiellen Carbonisierung vorgenommen wurden, untersucht, sowie die Translokation der eingesetzten Bakterien näher betrachtet. Aus Abbildung 23 wird deutlich, dass der aktive Bereich der eingesetzten Bakterien bei der Mikrobiellen Carbonisierung mit Prozessverlauf langsam in die tieferen Schichten der Versuchsmieten verlagert wird. Dieser Bereich ist durch eine weiß gerasterte Erscheinung geprägt und erstreckt sich über eine Horzonhöhe von 50 Zentimeter. Im Gegensatz zu den parallel angesetzten Vergleichsmieten, die mittels offener Kompostierung behandelt wurden, und in einer Tiefe von 20 Zentimeter eine 5 Zentimeter starke Pilzschicht aus Agaricomyceten ausbildet, ist die weißliche Verfärbung bei den MC-Versuchsmieten nicht durch eine Fungiausbildung gekennzeichnet und diffus verteilt (vgl. Anhang 1). Das für die Weißfäule typischen Mycel-Wachstum konnte bei den mikrobiell behandelten Versuchsmieten nicht identifiziert werden. Lediglich zu Beginn der Behandlung kommt es an der Mietenoberfläche zu vereinzelt Wachstum von Ständerpilzen, das jedoch nach ein bis zwei Wochen vollständig inhibiert wird.

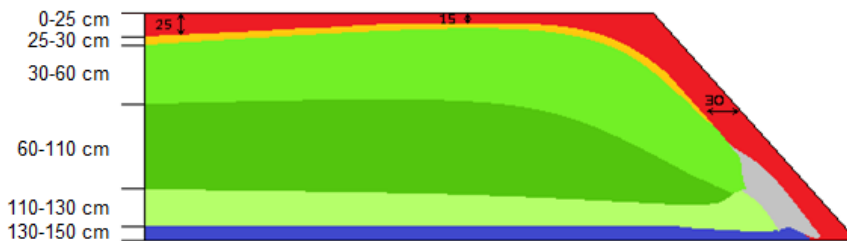
Nach einer Behandlungsdauer von 3 bis 5 Wochen bildet sich bei den mikrobiell behandelten Versuchsmieten in einer Tiefe von 25 bis 30 Zentimetern ein gelblich verfärbter Horizont aus. Mit zunehmendem Prozessverlauf wird dieser Horizont mächtiger und erreicht nach einer achtwöchigen Behandlung eine maximale Ausdehnung von 15 Zentimetern. Auf Grund der gelblichen Ablagerungen wird dieser Bereich in nachfolgenden Ausführungen als Schwefel-Horizont bezeichnet. In den unteren 15 bis 30 Zentimetern der mikrobiell behandelten Versuchsmieten bildet sich ein grünlicher Bereich aus, in dem das eingesetzte Substrat siliert wird. Diese Silage Zone ist darüber hinaus wesentlich feuchter als die übrigen Bereiche der MC-Mieten. Die offen kompostierten Vergleichsmieten weisen weder Silage Zone noch Schwefel-Horizont auf. Generell sind die Vergleichsmieten durch zwei Zonen geprägt, einer Feuchtzone im oberen Mietenbereich und einer Trockenzone im unteren Bereich.

Nach einer Behandlungsdauer von 8 Wochen ist die mikrobiell aktive Zone im unteren Drittel der MC-Versuchsmieten situiert. Der bereits durchschrittene Bereich weist eine dunkelbraune bis schwarze Erscheinung auf. Die Strukturstabilität der ligninhaltigen Bestandteile der Ausgangsstoffe ist weitestgehend verlorengegangen, wenngleich die ursprüngliche Form weiterhin deutlich erkennbar ist. An den Mietenoberflächen der MC-Mieten ist teilweise ein deutlicher Pflanzenbewuchs zu beobachten.

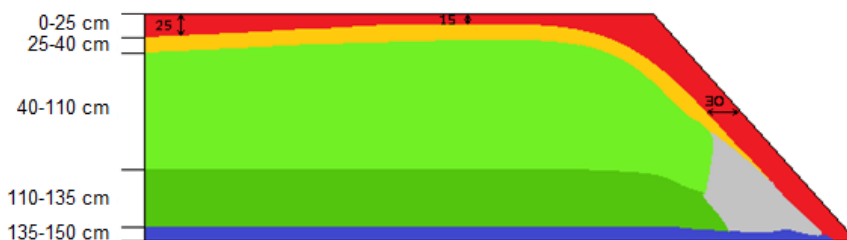
### nach 1 Woche



### nach 3-5 Wochen



### nach 8 Wochen



**Abb. 23: Mietenquerschnitt und Horizontausbildung der MC-Versuchsmieten im Versuchsverlauf**

Neben der äußeren Erscheinungsform der Versuchsmieten wurden die Prozessparameter Temperatur und pH-Wert untersucht. Die offen kompostierten Versuchsmieten weisen über einen Zeitraum von 8 Wochen signifikant höhere Temperatur auf als die MC-Versuchsmieten. Im Kernbereich der MC-Mieten (100 cm Tiefe) werden zwischen der zweiten und dritten Woche die höchsten Temperaturen von durchschnittliche 52°C gemessen. Diese fallen im weiteren Behandlungsverlauf auf etwa 40°C bis 45°C ab. Im Vergleich dazu weisen die konventionell behandelten Vergleichsmieten ein um 10°C bis 15°C höheres Temperaturniveau auf. Die in der Bioabfallverordnung angeführten erforderlichen Temperaturniveaus werden dabei, anders als bei den MC-Mieten, stets eingehalten. Abbildung 24 stellt die durchschnittlichen Temperaturverläufe der Versuchsmieten dar und gibt überdies den Streubereich an.

Die pH-Werte der mikrobiell karbonisierten Substrate sind über einen Zeitraum von sieben Wochen im Mittel weitestgehend konstant bei 7,2 bis 7,3, wenngleich die Streuung um diesen Wertebereich mit 0,8 sehr hoch ist. Begründet werden kann dieser Sachverhalt mit den vergleichsweise hohen pH-Werten bei den untersuchten landwirtschaftlichen Reststoffmieten 7, 8, 9, 18, 19 und 27, die bei der Auswertung berücksichtigt wurden. Blieben diese Datensätze unberücksichtigt und würden lediglich die übrigen MC-Versuchsmieten berücksichtigt, würden die pH-Werte innerhalb eines absoluten Bereiches von 5,9 bis 7,2 liegen und die pH-Werte während der ersten sieben Wochen bei einem Mittelwert von 6,6 liegen. Ungeachtet dieses Sachverhaltes steigen die pH-Werte nach etwa neunwöchiger Behandlung an und erreichen

nach 12 Wochen einen Wert zwischen 7,6 bis 8,6. Die konventionell behandelten Substrate zeigen einen pH-Wert-Verlauf wie in der Literatur von LINZNER et al. (2005) beschrieben. Die pH-Werte steigen von einem niedrigen Niveau von 6,5 zu Beginn auf einen Wert von etwa 8,2 zum Ende der Behandlung. Abbildung 25 stellt die durchschnittlichen pH-Wertverläufe der Verfahren gegenüber und gibt deren Streubereich an. Anhang 2 können überdies die einzelnen pH-Wertverläufe der untersuchten Versuchsreihen entnommen werden.

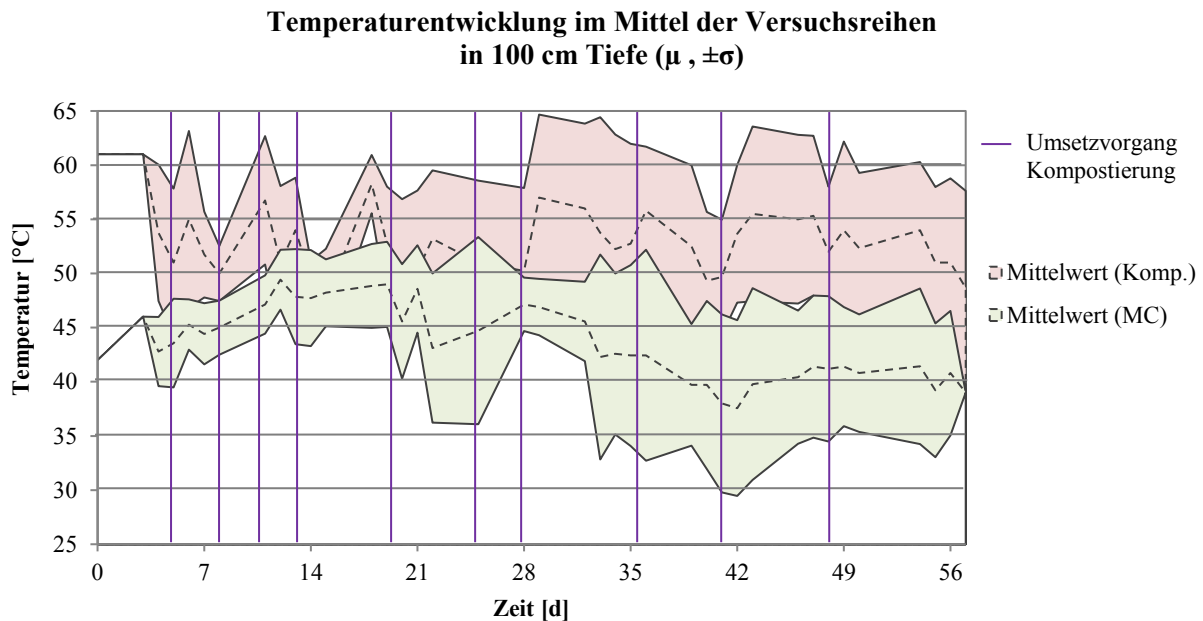


Abb. 24: Temperaturentwicklung über alle Versuchsmieten in 100 cm Tiefe ( $\mu$ ,  $\pm\sigma$ )

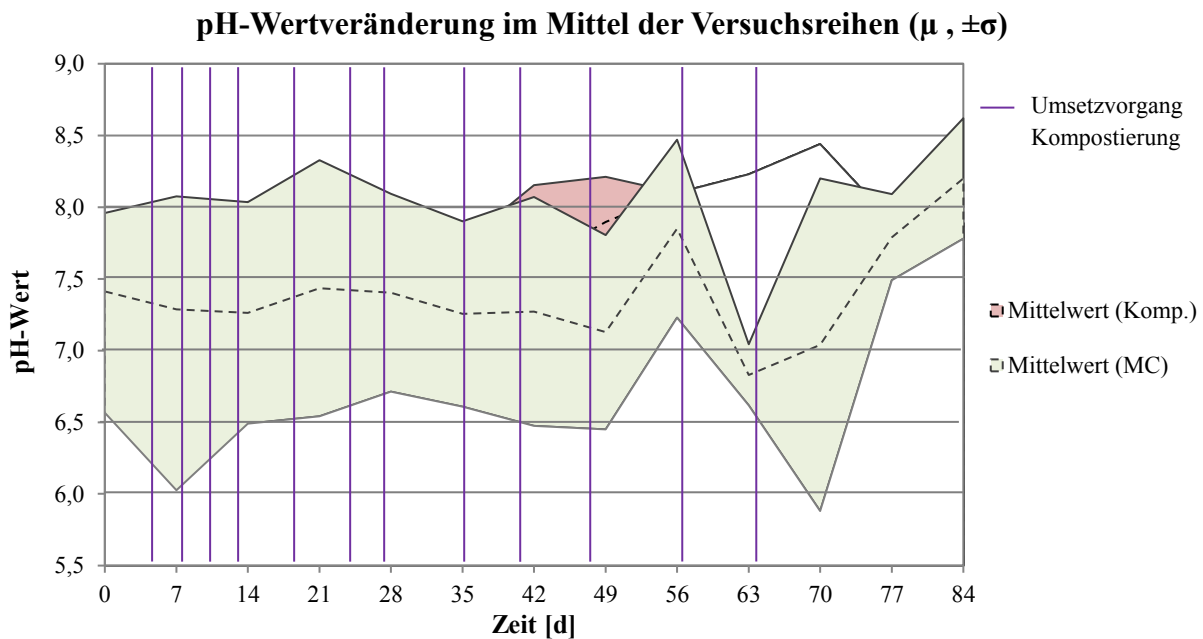


Abb. 25: pH-Wertveränderung über alle Versuchsmieten ( $\mu$ ,  $\pm\sigma$ )

Im Verlauf der Versuchskampagne wurde, ergänzend zu den Temperaturmessungen und pH-Wertbestimmungen, die Mietenluft untersucht, da diese als Nährstofftransportmedium bei der Mikrobiellen Carbonisierung dienen soll. Aus den Untersuchungen geht hervor, dass die Methangehalte der MC-Versuchsmieten zu Versuchsbeginn im Mittel über den Werten der Vergleichsmieten liegen. Ab der fünften Versuchswoche kehrt sich dieser Trend in das Gegenteil um. Dies geht insbesondere mit dem Effekt einher, dass die  $\text{CH}_4$ -Konzentrationen bei den MC-Mieten zurückgehen und sich zwischen 8 bis 10 Volumenprozent verstetigen. Des Weiteren geht mit der Desintegration des konventionell kompostierten Materials eine Verdichtung der Schüttung einher, was zu einem zunehmend anaeroben Milieu bei den Vergleichsmieten führt. Ab der siebten Woche steigen die  $\text{CH}_4$ -Konzentrationen der MC-Mieten jedoch wieder leicht auf durchschnittlich 12,5 Volumenprozent an, sodass die Methangehalte bei den MC-Mieten wieder höher liegen als bei den konventionell kompostierten Vergleichsmieten. Der Verlauf der  $\text{CH}_4$ -Konzentrationen kann Abbildung 26 entnommen werden, die Verläufe der  $\text{CH}_4$ -Konzentrationen der einzelnen Mieten sind in Anhang 3 dargestellt.

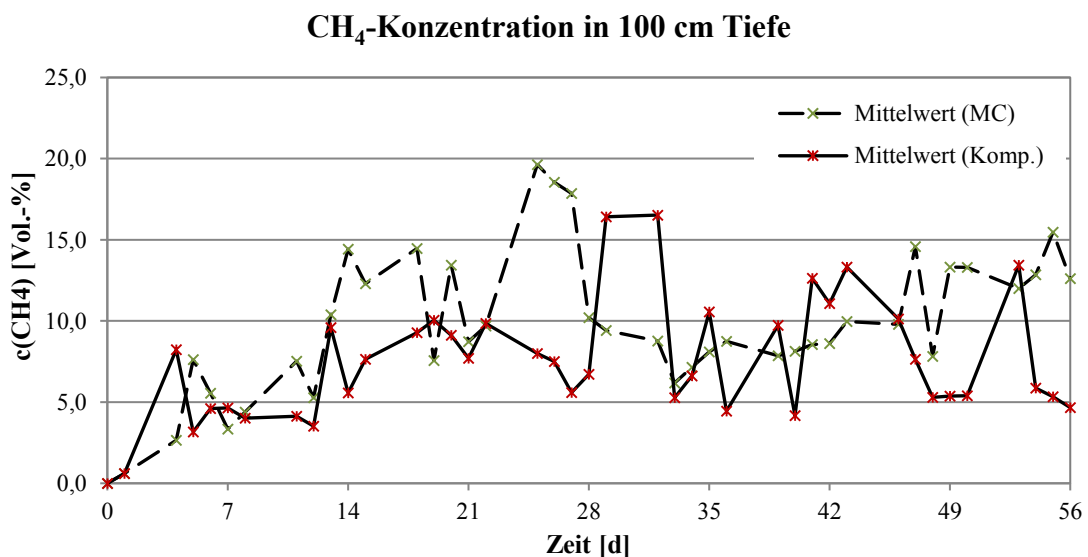
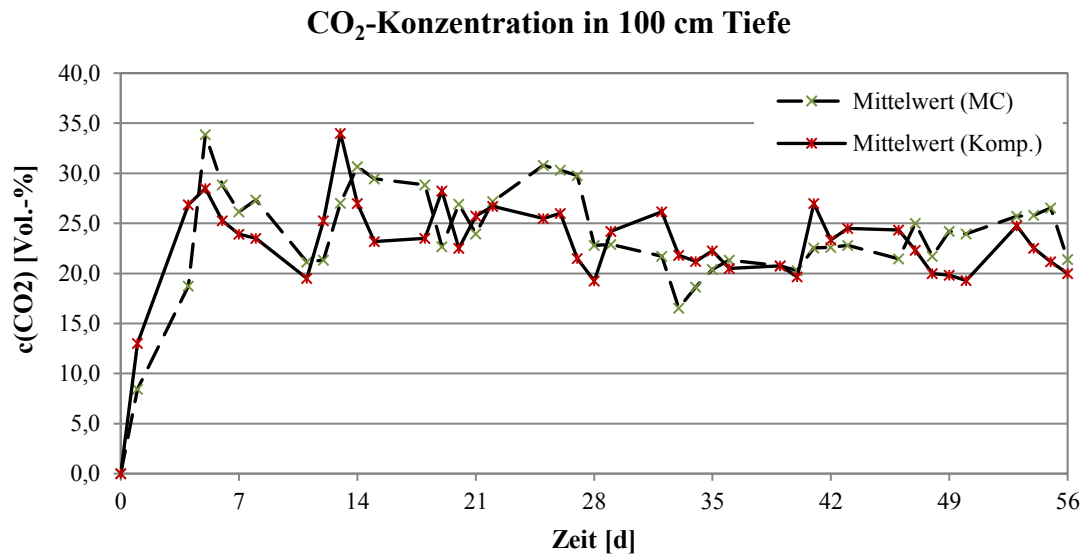
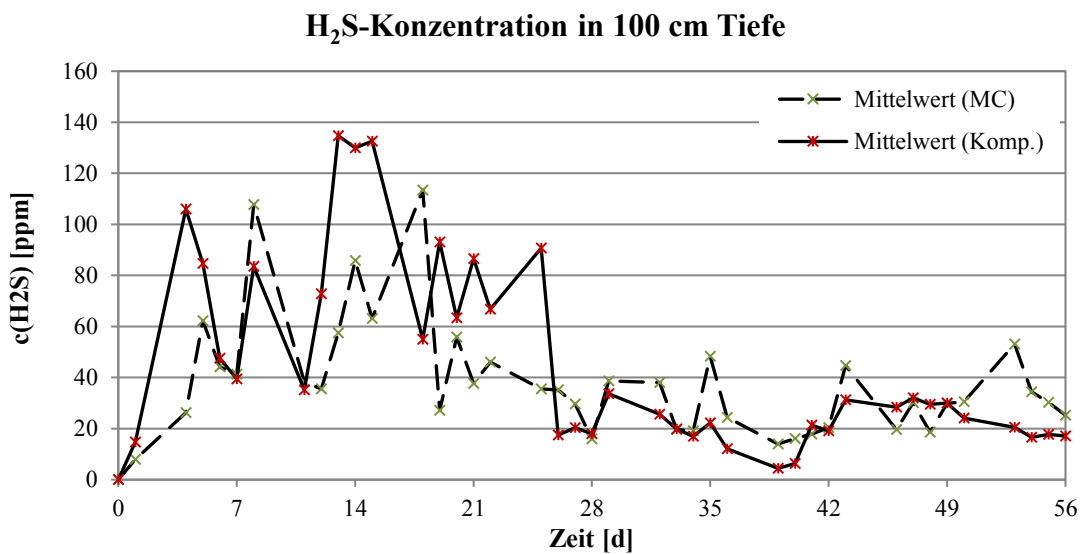


Abb. 26:  $\text{CH}_4$ -Konzentration in 100 cm Tiefe

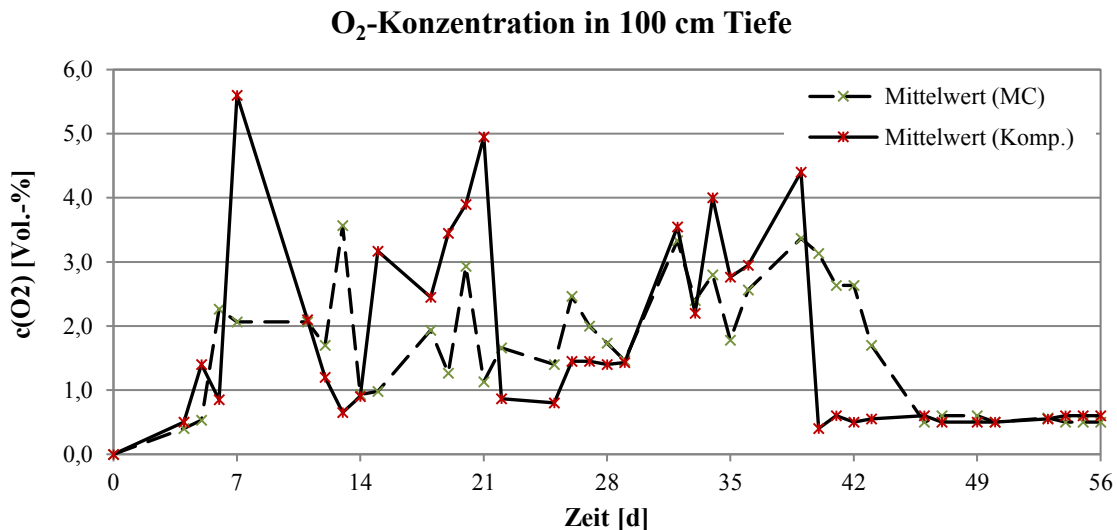
Im Vergleich zu den  $\text{CH}_4$ -Konzentrationen verlaufen die  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen in der Mietenluft sowohl bei Mikrobieller Carbonisierung als auch bei offener Kompostierung vergleichsweise analog. Nach einem ersten Anstieg innerhalb der ersten Woche verlaufen die Kohlenstoffdioxidgehalte weitestgehend parallel und pendeln sich bei einem Wert von 25 bis 30 Volumenprozent ein. Zu Beginn der fünften Behandlungswoche ist bei den MC-Mieten ein starker Rückgang der  $\text{CO}_2$ -Konzentrationen von 30 auf 20 Volumenprozent festzustellen. In der siebten und achten Behandlungswoche steigen die Kohlenstoffdioxidgehalte der MC-Mieten wieder leicht auf etwa 25 Volumenprozent an. Abbildung 27 stellt den mittleren Verlauf der  $\text{CO}_2$ -Konzentration grafisch dar. Anhang 3 sind die einzelnen Verläufe der Versuchsmieten zu entnehmen.

Abb. 27: CO<sub>2</sub>-Konzentration in 100 cm Tiefe

Neben den CH<sub>4</sub>- und CO<sub>2</sub>-Verläufen wurden überdies die H<sub>2</sub>S-Konzentrationen untersucht. Aus Abbildung 28 wird deutlich, dass bei beiden Behandlungsvarianten die H<sub>2</sub>S-Konzentrationen zunächst ansteigen, wenngleich die durchschnittlichen Konzentrationen bei den konventionell kompostierten Mieten höher liegen als bei den mikrobiell behandelten Mieten. Darüber hinaus gehen die H<sub>2</sub>S-Konzentrationen bei den MC-Mieten bereits nach 17 Tagen stark zurück und fallen von durchschnittlich 115 ppm auf 20 bis 40 ppm. Die H<sub>2</sub>S-Konzentrationen der Vergleichsmieten fallen nach einer Behandlungsdauer von 25 Tagen von 90 ppm auf 20 bis 30 ppm, nachdem sie im Vorfeld auf Grund der Umsetzintervalle stark schwanken. Zu Beginn der fünften Woche stabilisieren sich die H<sub>2</sub>S-Konzentrationen bei beiden Behandlungsmethoden auf niedrigem Niveau.

Abb. 28: H<sub>2</sub>S-Konzentration in 100 cm Tiefe

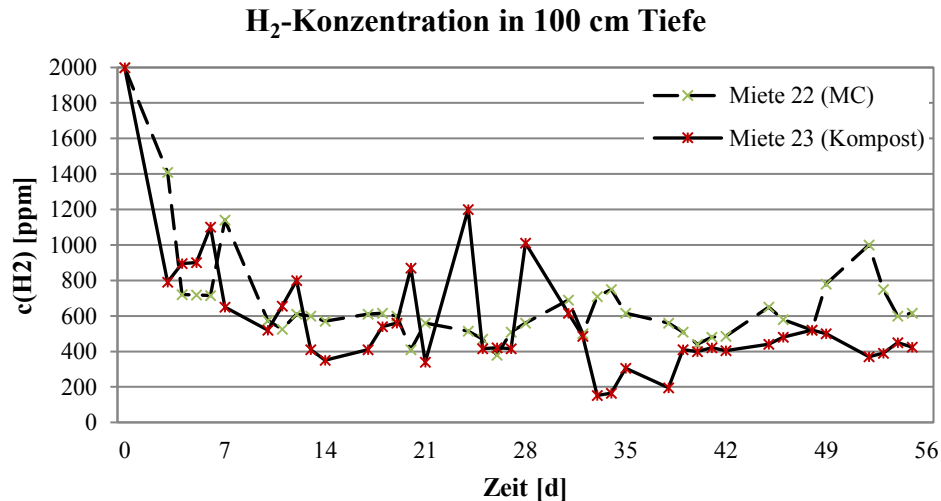
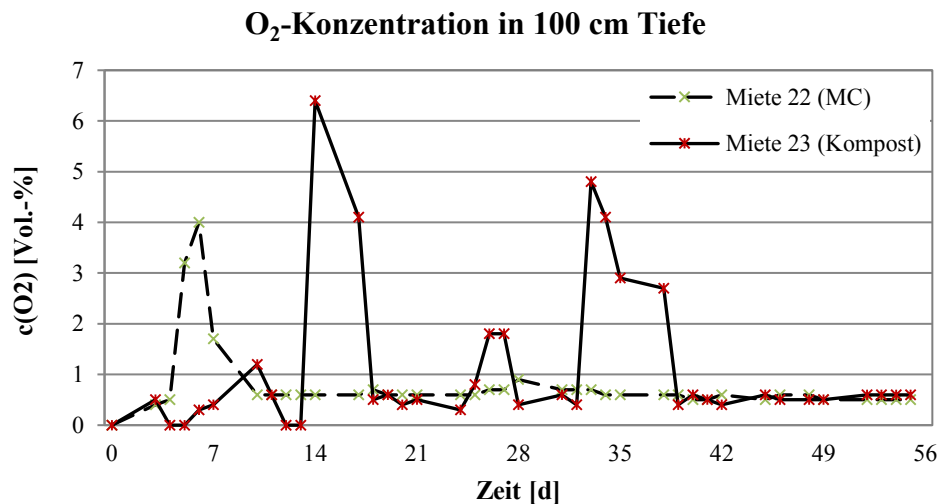




**Abb. 29: O<sub>2</sub>-Konzentration in 100 cm Tiefe**

Aus Abbildung 29 wird deutlich, dass die Sauerstoffkonzentrationen bei den mikrobiell behandelten Mieten im Durchschnitt in etwa denen der konventionell behandelten Mieten entsprechen, obwohl die kompostierten Substrate in regelmäßigen Intervallen umgesetzt und belüftet wurden. Hauptgrund hierfür ist die Erhöhung der Schüttdichte der konventionell kompostierten Substrate. Diese wird durch die Einwirkung von Scherkräften auf die Substrate während der Umsetzungsvorgänge verursacht. Ein weiterer Grund für die vergleichsweise niedrigen Sauerstoffgehalte in den konventionellen Komposten ist die vorliegende Biozönose, die auf Sauerstoff als Oxidationsmittel angepasst ist.

Die partiell höher liegenden Sauerstoffgehalte innerhalb der MC-Versuchsmieten gehen ursächlich auf die mikrobiellen Umsetzungsvorgänge zurück. Hierbei ist insbesondere der Prozess der Wasserspaltung von signifikanter Bedeutung. Dies lässt sich exemplarisch an den Versuchsmiete 22 und 23 zeigen. Aus Abbildung 30 geht hervor, dass die Wasserstoffkonzentration der MC-Versuchsmiete 22, nach einem anfänglichen Zurückgehen, bei einer Konzentration von etwa 600 ppm ein konstantes Niveau erreicht. Hingegen schwankt die Wasserstoffkonzentration der Vergleichsmiete 23 in Abhängigkeit von den Umsetzintervallen stark. Einen analogen Verlauf zeigen die in Abbildung 31 dargestellten Verläufe der Sauerstoffkonzentrationen. Während sich die Sauerstoffgehalte der MC-Versuchsmiete 22 nach einem ersten Rückgang auf konstantem Niveau einpendeln, ist die Sauerstoffkonzentration der Vergleichsmiete 23 stark schwankend und häufig kurz nach den aktiven Belüftungsmaßnahmen sogar niedriger als bei der MC-Miete 22.

Abb. 30: H<sub>2</sub>-Konzentrationen der Versuchsmieten 22 und 23 in 100 cm TiefeAbb. 31: O<sub>2</sub>-Konzentrationen der Versuchsmieten 22 und 23 in 100 cm Tiefe

## 4.2 Emissionen

Analog zu den Mietenluftmessungen wurden die Emissionen aus den Versuchsmieten näher untersucht. Auf Grund der regelmäßigen Umsetzintervalle der konventionell kompostierten Vergleichsmieten wurde im Vorlauf der Untersuchungen mit höheren Emissionen an Kohlenstoffdioxid gerechnet sowie mit vergleichsweise geringen Methanemissionen auf Grund der regelmäßigen Belüftung. Aus Abbildung 32 geht hervor, dass die Annahme bezüglich geringeren Methanemissionen bei der konventionellen Kompostierung im Vergleich zur Mikrobiellen Carbonisierung nicht zutreffend ist. Es wird deutlich, dass mit jedem Umsetzvorgang signifikante Mengen an Methan freigesetzt werden, während bei der Mikrobiellen Carbonisierung der Methanausstoß langsam und stetig zurückgeht. Die Methanemissionen der konventionell behandelten Versuchsmieten gehen ab der fünften

Behandlungswoche allerdings zurück.

Bezüglich der Kohlenstoffdioxidemissionen bestätigen sich die Erwartungen, wie Abbildung 33 zu entnehmen ist. Auf Grund der fortschreitenden Mineralisierung sinken die Kohlenstoffdioxidemissionen der konventionell behandelten Versuchsmieten ab der fünften Behandlungswoche. Im Vergleich dazu sinken die Kohlenstoffdioxidemissionen der MC-Versuchsmieten bereits ab der ersten Woche stetig und sind im Durchschnitt etwa fünf- bis siebenfach niedriger als bei den konventionell kompostierten Vergleichsmieten.

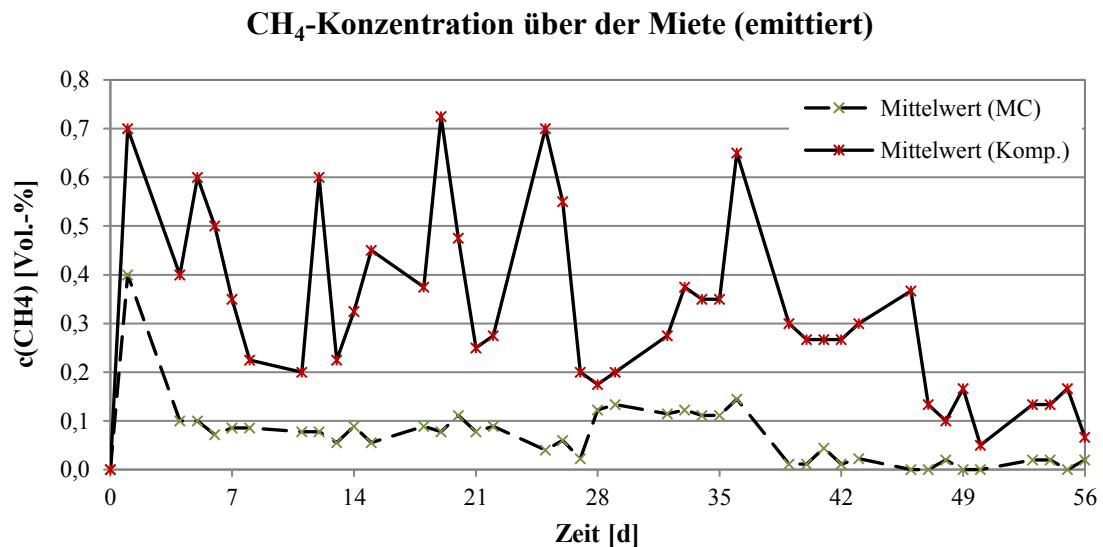


Abb. 32: CH<sub>4</sub>-Konzentration über der Miete (emittiert)

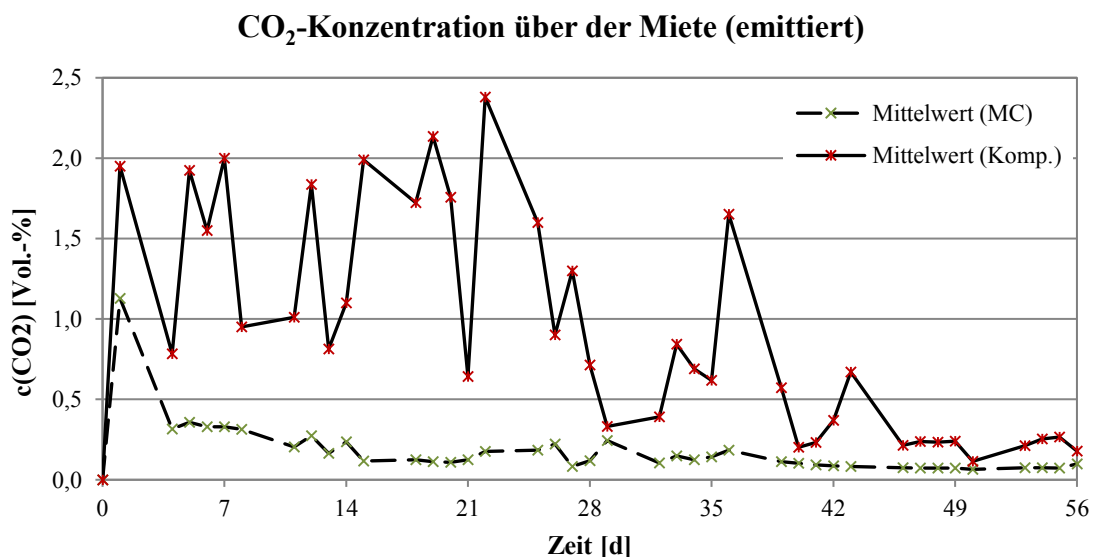
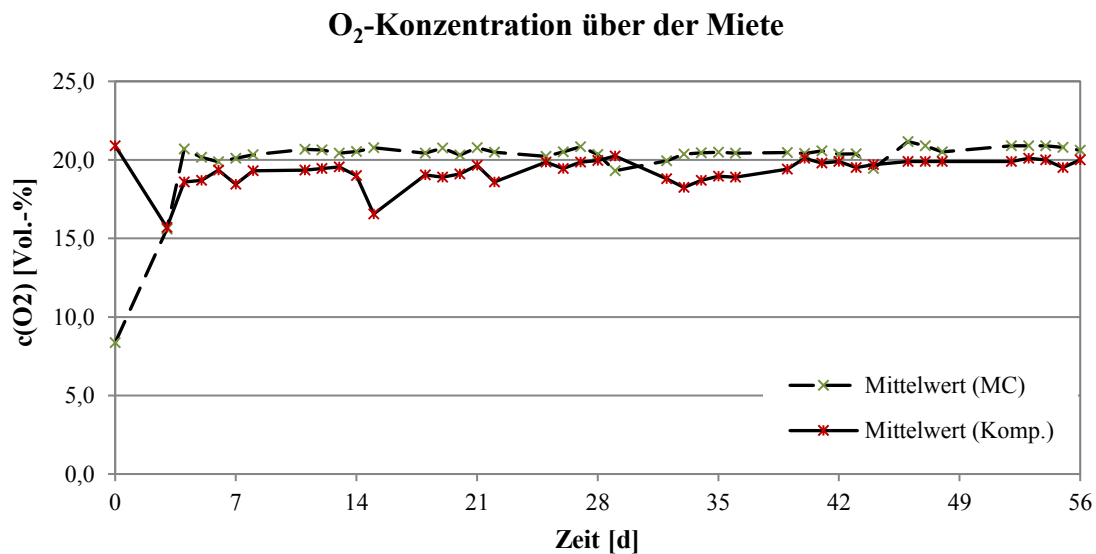


Abb. 33: CO<sub>2</sub>-Konzentration über der Miete (emittiert)

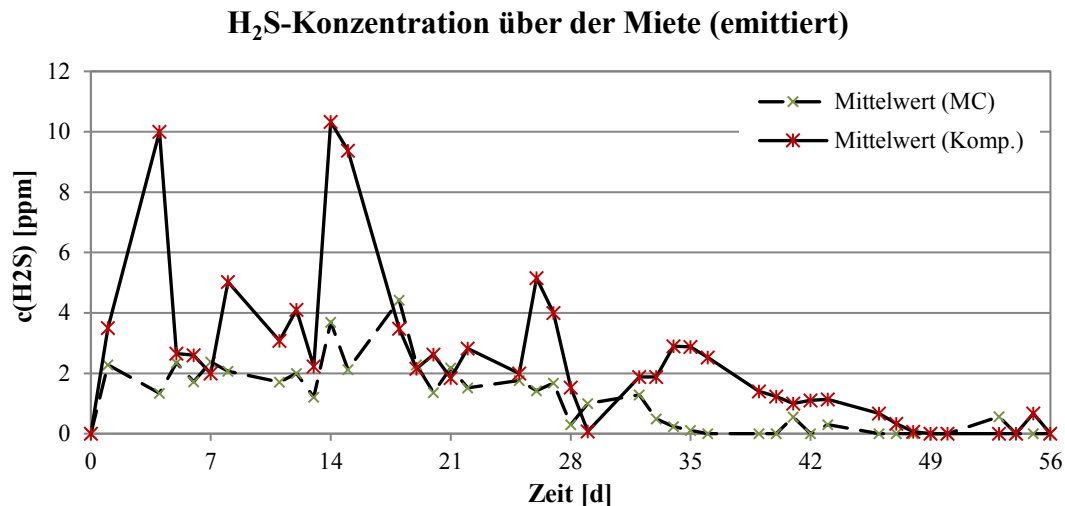
Die signifikant höheren Emissionen an Kohlenstoffdioxid und Methan wirken sich überdies auf die Sauerstoffkonzentration über den Versuchsmieten aus. So ist festzustellen, dass die Sauerstoffgehalte bei den konventionell kompostierten Versuchsmieten geringer sind als bei den mikrobiell karbonisierten MC-Mieten. Abbildung 34 zeigt im Mittel die O<sub>2</sub>-Konzentrationen über den untersuchten Versuchsmieten.

Die ebenfalls untersuchten H<sub>2</sub>S-Konzentrationen zeigen einen ähnlichen Verlauf wie die CO<sub>2</sub>- und CH<sub>4</sub>-Konzentrationen. Aus Abbildung 35 geht hervor, dass gerade während der Umsetzungsvorgänge bei den konventionell kompostierten Mieten signifikante Mengen an Schwefelwasserstoff freigesetzt werden. Zu Beginn der Versuchsreihen führt dies in der Spitze zu 5 mal so hohen H<sub>2</sub>S-Konzentrationen bei den konventionellen Mieten im Vergleich zu den mikrobiell karbonisierten Versuchsmieten. Die signifikant höheren Emissionen an Schwefelwasserstoff bei den konventionell kompostierten Versuchsmieten im Vergleich zu den MC-Mieten führen überdies während des biologischen Umsetzungsprozesses zu erheblichen Geruchsbelästigungen.

Nach einer Behandlungsdauer von 5 Wochen wird aus den MC-Mieten nahezu kein Schwefelwasserstoff mehr emittiert. Ab der dritten Woche sinken die H<sub>2</sub>S-Konzentrationen der Vergleichsmieten stetig und gleichen sich nach 7 Wochen den Werten der MC-Mieten an.



**Abb. 34: O<sub>2</sub>-Konzentration über der Miete**

Abb. 35: H<sub>2</sub>S-Konzentration über der Miete (emittiert)

### 4.3 Substratanalytik

#### 4.3.1 Substrateigenschaften

Aus Kapitel 4.2 wird deutlich, dass die Emissionen bei der Mikrobiellen Carbonisierung signifikant geringer sind als bei der konventionellen, zwangsbelüfteten Kompostierung. Dieser Sachverhalt spiegelt sich ebenfalls in den Substrateigenschaften wieder. So belegen die Abbildungen 36 und 37, dass die Verluste an organischer Trockensubstanz bei den MC-Substraten geringer sind als bei den konventionell behandelten Substraten. Aus Abbildung 36 wird überdies ersichtlich, dass sich die relativen oTS-Gehalte, bezogen auf die Ausgangskonzentrationen (normiert auf 100 Prozent), nach etwa vierwöchiger Behandlung im Mittel bei einem Wert von etwa 90 Prozent verstetigen. Im Gegensatz dazu sinken die oTS-Gehalte der aerob kompostierten Substrate kontinuierlich und erreichen nach zwölfwöchiger Behandlung im Mittel einen Wert von etwa 60 Prozent. Der Streubereich um den Mittelwert über alle Versuchsreihen ist bei den mikrobiell karbonisierten Substraten geringfügig höher, dass im Wesentlichen auf Ausreißer zurückzuführen ist (vgl. Abb. 37). Die durchschnittliche Streuung beträgt bei den MC-Substraten etwa 5 Prozent, bei den konventionellen behandelten Substraten liegt die Streuung bei etwa 3 Prozent, welches durch den höheren Grad der Homogenisierung durch das Umsetzen der Substrate verursacht wird.

Einen analogen Verlauf zu den oTS-Konzentrationen zeigen die Verläufe der TOC-Konzentrationen. Die Abbildungen 38 und 39 stellen den Verlauf der TOC-Konzentrationen aller Versuchsreihen gegenüber. Es wird deutlich, dass bei nahezu allen mikrobiell karbonisierten Versuchsmieten die TOC-Konzentrationen der Substrate sich nach einem anfänglichen Zurückgehen auf einem konstanten Niveau verstetigen. Die konventionell kompostierten Substrate verlieren auf Grund der Zwangsbelüftung hingegen stetig an organischem Kohlenstoff. Einzige Ausnahme hierbei bildet die Versuchsreihe 3c, bei der Weizenstroh und Biogasegülle als Ausgangssubstrate behandelt wurden. Hauptgrund für diese Abweichung ist die Gegebenheit, dass die Vergleichsmieten nicht so häufig umgesetzt wurden wie in den übrigen Versuchsreihen.

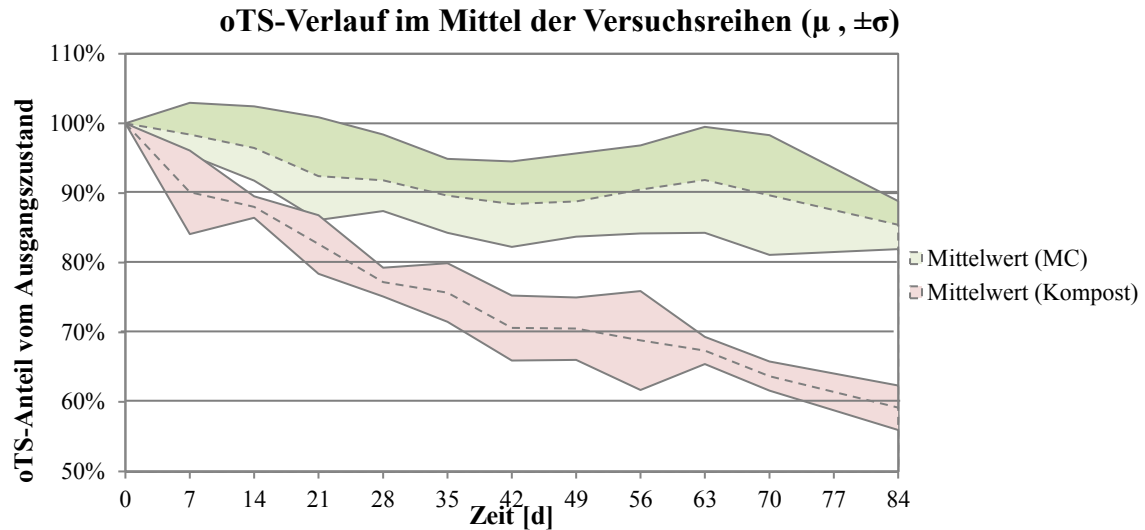
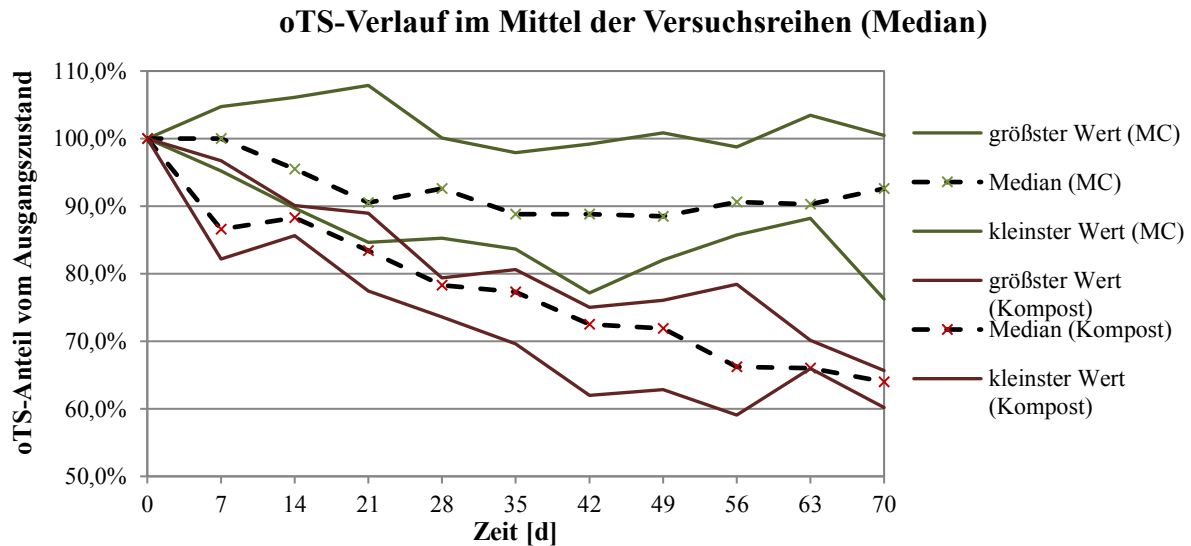
Abb. 36: oTS-Verlauf im Mittel der Versuchsreihen ( $\mu$ ,  $\pm\sigma$ )

Abb. 37: oTS-Verlauf der Versuchsreihen (Median, Minimum, Maximum)

Bei einer genaueren Betrachtung der Verläufe wird überdies deutlich, dass die TOC-Konzentrationen der mikrobiell karbonisierten Substrate zwischen der dritten und achten Behandlungswoche in einem geringen Maße zunehmen. Dies stützt unter anderem die in Kapitel 2.5.6 genannte These, dass die bei der Mikrobiellen Carbonisierung eingesetzten Bakterien den Wiedereinbau von zuvor mineralisiertem Kohlenstoff vornehmen können.

Die in den Abbildungen 40 und 41 dargestellten Mittelwerte der TOC-Verläufe, bezogen auf die Ausgangskonzentrationen (normiert auf 100 Prozent), zeigen ein analoges Bild zu den oTS-Gehalten, wenngleich die durchschnittliche Streuung bei den MC-Substraten mit etwa 4 Prozent geringer ist als bei den oTS-Verläufen. Bei den konventionellen behandelten Substraten liegt die Streuung analog zu den oTS-Verläufen bei etwa 3 Prozent.

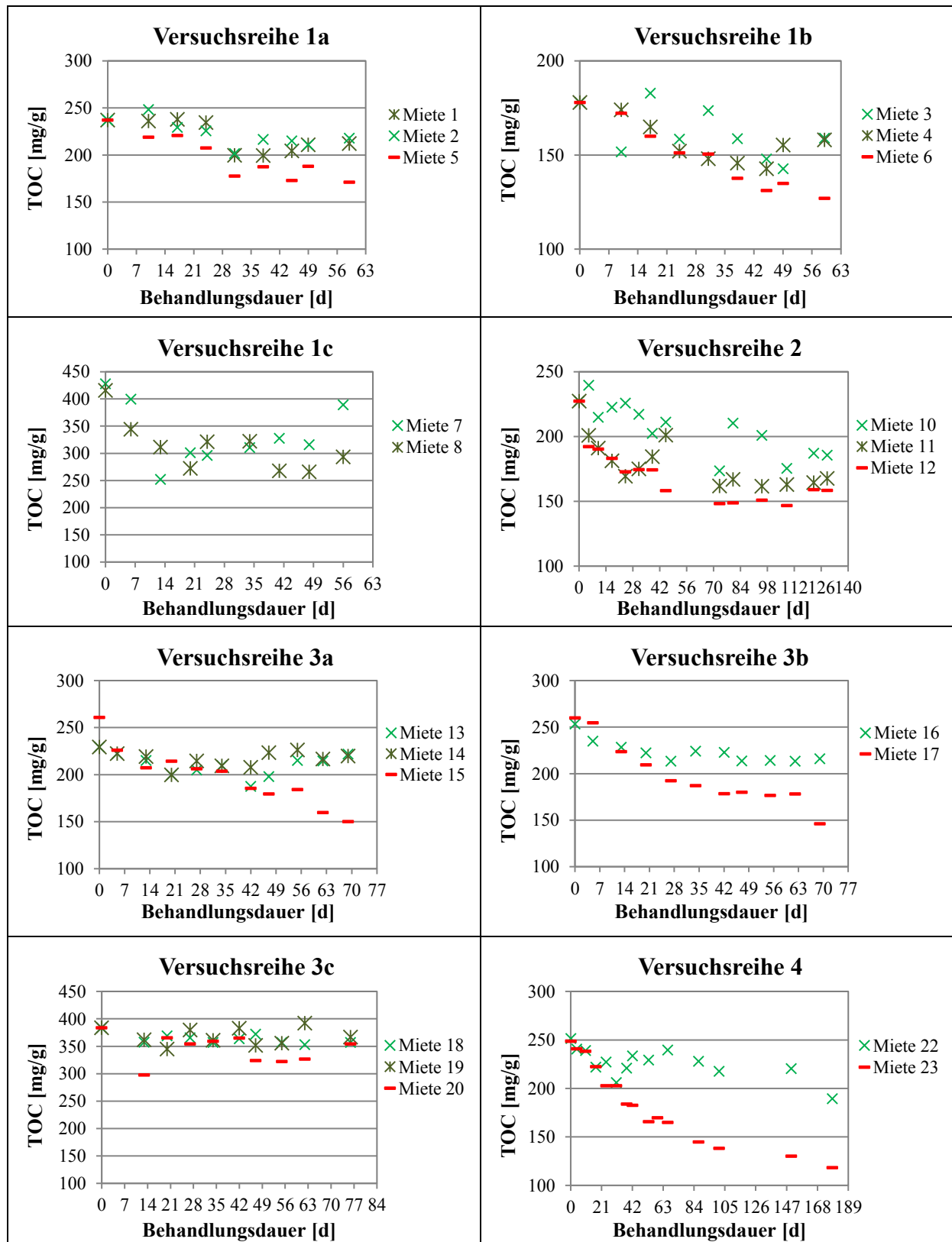


Abb. 38: TOC-Verlauf der Versuchsreihen 1 bis 6 (Teil 1)

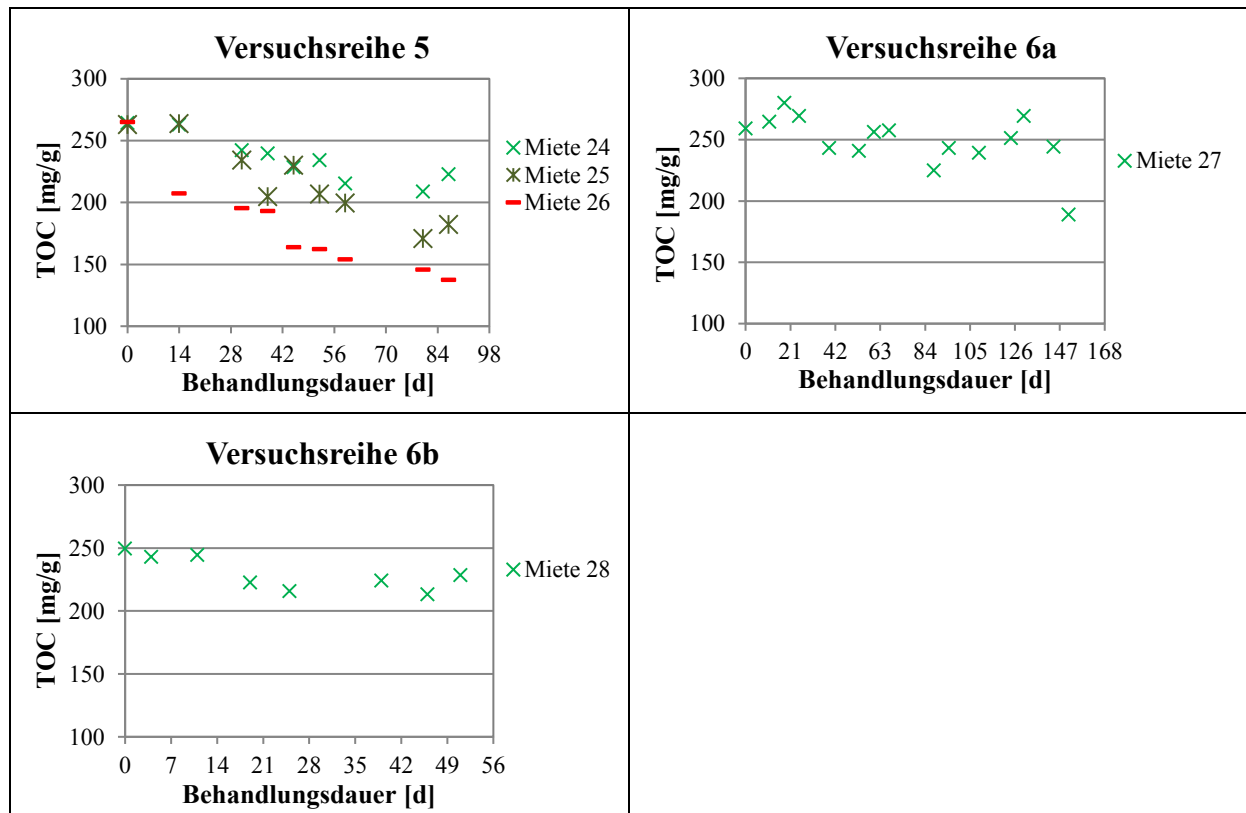
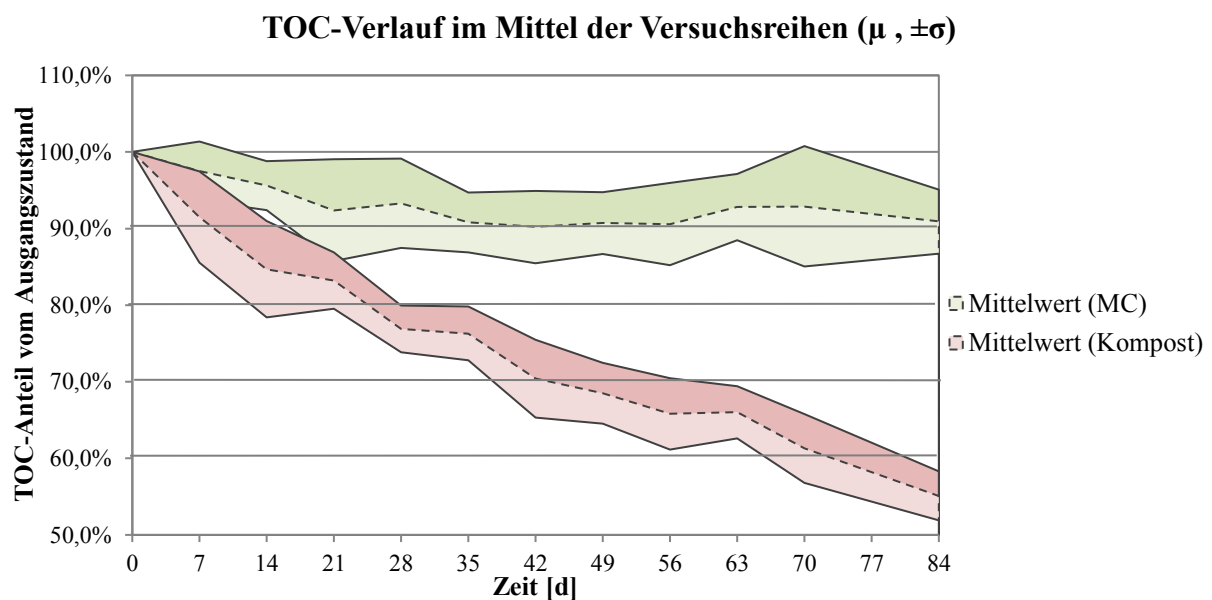
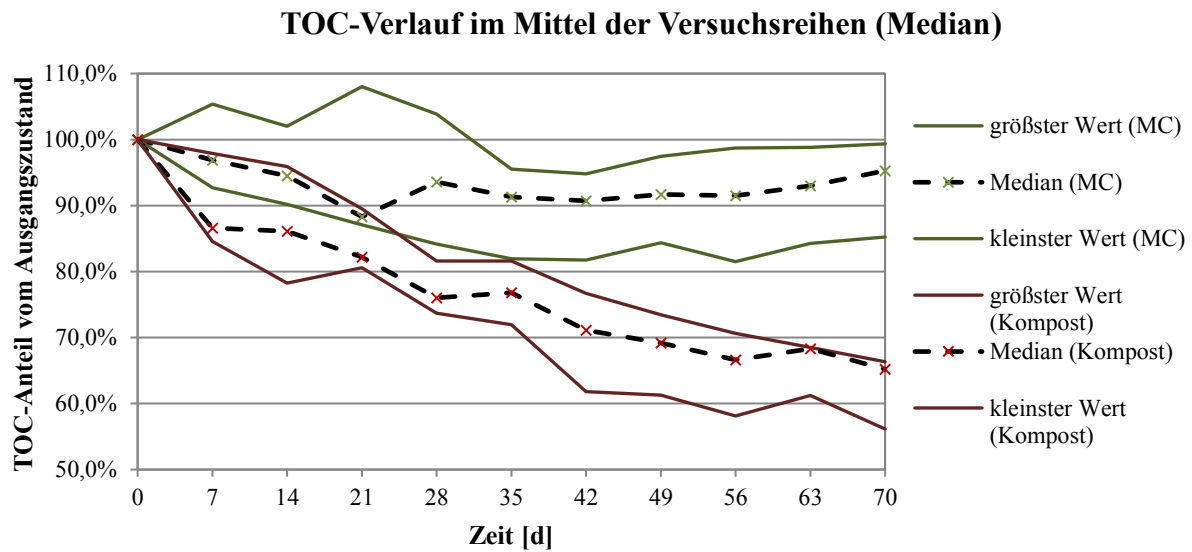


Abb. 39: TOC-Verlauf der Versuchsreihen 1 bis 6 (Teil 2)


Abb. 40: TOC-Verlauf im Mittel der Versuchsreihen ( $\mu$ ,  $\pm\sigma$ )





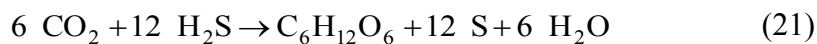
**Abb. 41: TOC-Verlauf Versuchsreihen (Median, Minimum, Maximum)**

Anhand der Versuchsreihe 4 wird überdies deutlich, wie hoch der Mehrwert des eingesetzten Gesteinsmehls Litharenit auf die Kohlenstoffbindung im Substrat bei der Mikrobiellen Carbonisierung ist. So zeigt Abbildung 42 die Veränderungen des aufgepuderten Gesteinsmehls auf die Miete 22 über die Behandlungsdauer von 6 Monaten. Hieraus wird deutlich, dass sich das Gesteinsmehl optisch stark verändert, von einer weißgrauen Färbung über eine leichte Braunfärbung nach etwa einem Monat bis hin zu einer Grünfärbung nach etwa drei Monaten. Die Analyse ausgewählter Gesteinsmehlproben zeigt, dass die TOC-Gehalte über den Prozessverlauf hinweg stetig zunehmen. So weist das ursprüngliche Gesteinsmehl einen TOC-Gehalt von 5,41 mg/g auf. Nach einem Monat kann für das bräunlich verfärbte Gesteinsmehl ein TOC-Gehalt von 17,74 mg/g bestimmt werden und nach einer Behandlungsdauer von 6 Monaten ein TOC-Gehalt von 32,25 mg/g gemessen werden. Somit trägt das Gesteinsmehl dazu bei, einen Teil des Kohlenstoffes innerhalb des Substrates zu binden, wenngleich der Beitrag für die Kohlenstofffixierung als gering zu beschreiben ist.

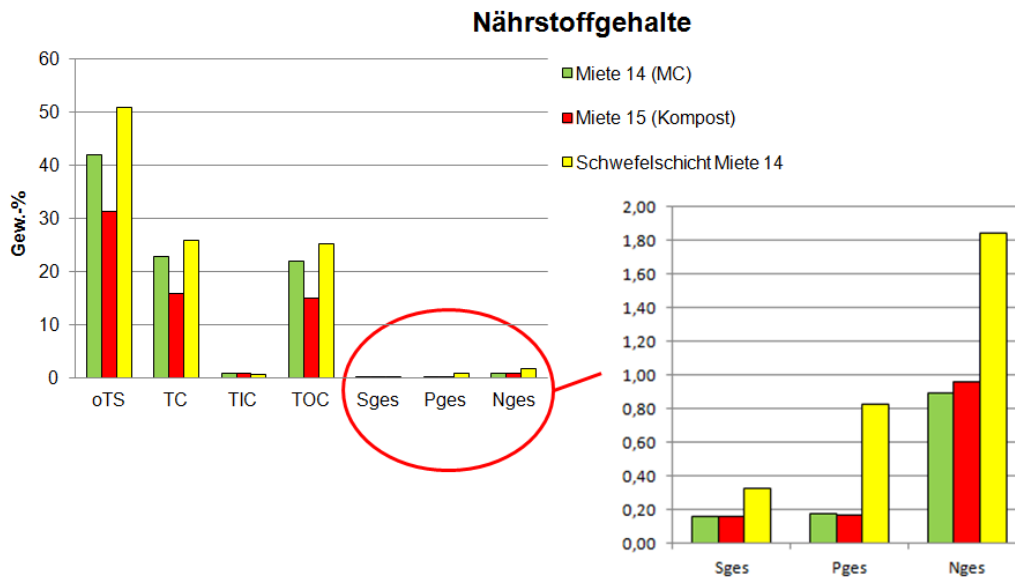


**Abb. 42: Aufgepudertes Gesteinsmehl der Miete 22 im Verlauf der Behandlung, links nach einer Woche, Mitte nach 4 Wochen, rechts nach 4 Monaten**

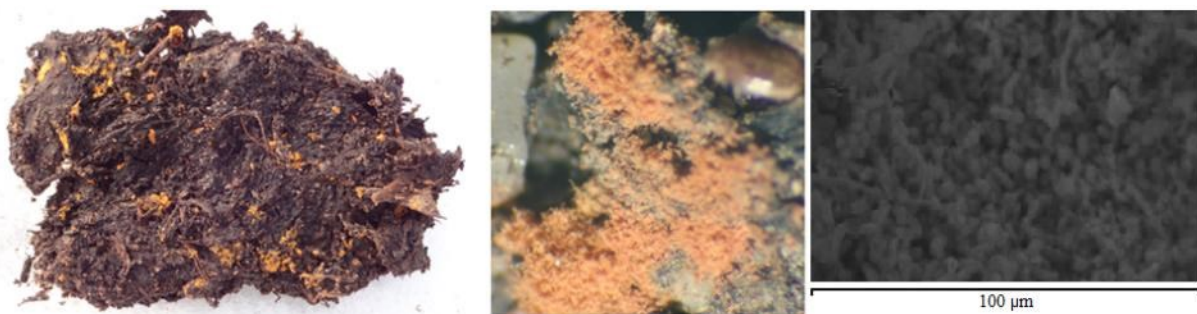
Die Steigerung bzw. Stabilisierung des Kohlenstoffgehaltes im Substrat, nach einer Behandlungsdauer von 5-8 Wochen, wird neben der Bindung an das Gesteinsmehl auf den chemischen Prozess der Sulfid-Oxidation zurückgeführt, der unter anderem durch phototrophe Bakterien an den Mietenoberflächen sowie unter anoxischen Zuständen durch Proteobacteria in den oberen Mietenbereichen stattfindet. Dies lässt sich zum einen am Verlauf der H<sub>2</sub>S-Konzentrationen im Inneren der Versuchsmieten feststellen und zum anderen an den ebenfalls leicht rückläufigen CO<sub>2</sub>-Konzentrationen belegen (vgl. Kap. 4.2), die nicht vollständig auf Emissionen zurückzuführen sind. Gleichzeitig werden in dem oberen Bereichen der Testmieten nach etwa 5-8 Wochen Behandlung gelbliche Ablagerungen beobachtet. Der Probenvergleich zwischen dem Substrat aus der Schicht mit gelben Ablagerungen und einem tiefer liegenden Horizont am Beispiel der Versuchsmiete 14 belegen diese These. So sind ein signifikant höherer Schwefelgehalt in der Schicht mit gelblichen Ablagerungen sowie ein höherer Kohlenstoffgehalt festzustellen. Abbildung 43 verdeutlicht diesen Zusammenhang. Die nachfolgende Gleichung 21 beschreibt den Chemismus anhand einer Summenformel [WITTE, 2013b].



Der Vergleich zwischen der Analytik des Endsubstrates nach achtwöchiger Behandlung und der Analyse der gelblich gefärbten Schicht der Versuchsmiete 28 mittels Rasterelektronenmikroskopie stützen die Analyseergebnisse der Miete 14. So liegt der durchschnittliche Schwefelgehalt im Endsubstrat bei 0,28 Prozent. Hingegen weist die gelb eingefärbte Schicht Schwefelgehalte zwischen 0,87 und 1,03 Prozent auf. Des Weiteren sind die Kohlenstoffgehalte in diesem Mietenhorizont mit durchschnittlich 45,53 Prozent etwa doppelt so hoch wie im gesamten Endsubstrat mit 23,09 Prozent. Abbildung 44 zeigt die gelbliche Verfärbung der angeführten Schicht, sowie die Rasterelektronenaufnahme.



**Abb. 43: Nährstoffgehalte der Versuchsmieten 14 und 15 sowie der Schwefelschicht der Miete 14 (15-30 cm unterhalb der Oberfläche)**



**Abb. 44: Schwefelablagerungen in der Schwefelschicht der Miete 14 (15-30 cm unterhalb der Oberfläche), rechts REM-Aufnahme (100 µm)**

Insgesamt kann festgestellt werden, dass die Kohlenstoffgehalte der Substrate bei den mikrobiell behandelten Versuchsmieten über einen Zeitraum von 20 Wochen sehr stabil sind und bei etwa 90 Prozent vom Ausgangswert liegen. Die Versuchsreihen 4 und 6c zeigen allerdings, dass es im weiteren Behandlungsverlauf ab der 22. Woche zu einem weiteren Abbau des Kohlenstoffes kommen kann. Auf die Praxis übertragen bedeutet dies, dass die behandelten Substrate etwa 3 Monate zwischengelagert werden können, bevor die Depotwirkung in Bezug auf die Kohlenstoffbindung nachlässt.

Zur Bewertung der Auswirkung der Prozessparameter Temperatur und pH-Wert auf die Kohlenstoffverläufe innerhalb der Versuchsmieten wurde eine Korrelationsanalyse nach Bravais-Pearson durchgeführt und Korrelationskoeffizienten ermittelt. Hierzu wurden die Mittelwerte der Temperdaten, die Mittelwerte der pH-Werte sowie die normierten Mittelwerte der TOC-Gehalte über alle Versuchsreihen hinweg herangezogen. Es zeigt sich, dass weder Temperatur noch pH-Wert für sich allein genommen eine signifikante Korrelation zu den TOC-Gehalten der MC-Mieten aufweisen. So liegen die Korrelationskoeffizienten bei den MC-Mieten bei  $r_{\text{TOC,pH}} = -0,08$  und  $r_{\text{TOC,T}} = 0,32$ . Bei den konventionell kompostierten Versuchsmieten ergibt sich eine stärkere indirekte Korrelation für die Abhängigkeit zwischen

TOC-Gehalt und pH-Wert mit  $r_{\text{TOC,pH}} = -0,72$  und eine vergleichbar geringe Korrelation für die Abhängigkeit zwischen TOC-Gehalt und Temperatur mit  $r_{\text{TOC,T}} = 0,44$ . Die Abbildungen 45 bis 48 stellen die Abhängigkeiten nochmals grafisch dar.

Für den Vergleich von Kompostierung und Mikrobieller Carbonisierung ist diese Korrelationsanalyse allerdings zu ergänzen. Werden anstatt der Temperaturen die Temperaturdifferenzen zwischen den Versuchsmieten herangezogen sowie die daraus resultierenden Differenzen bei den TOC-Gehalten so ergibt sich ein Korrelationskoeffizient  $r_{\text{TOC,T}} = -0,63$ . Hieraus lässt sich ableiten, dass die höheren Prozesstemperaturen bei der Kompostierung im Vergleich zur Mikrobiellen Carbonisierung eine direkte Auswirkung auf die Differenzen bei den TOC-Gehalten haben.

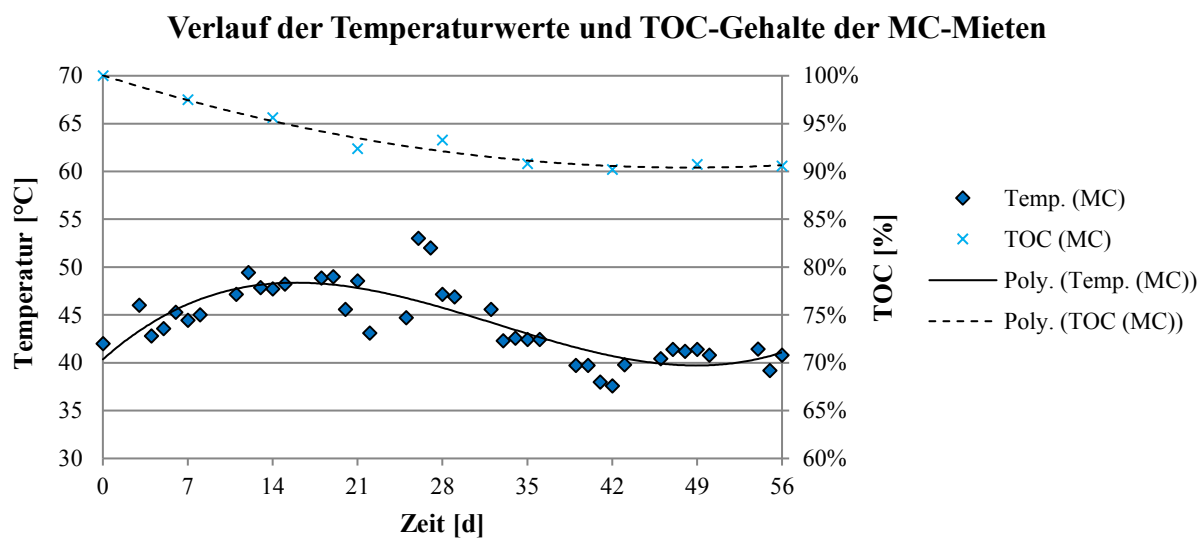


Abb. 45: Verlauf der Temperaturwerte und TOC-Gehalte der MC-Mieten

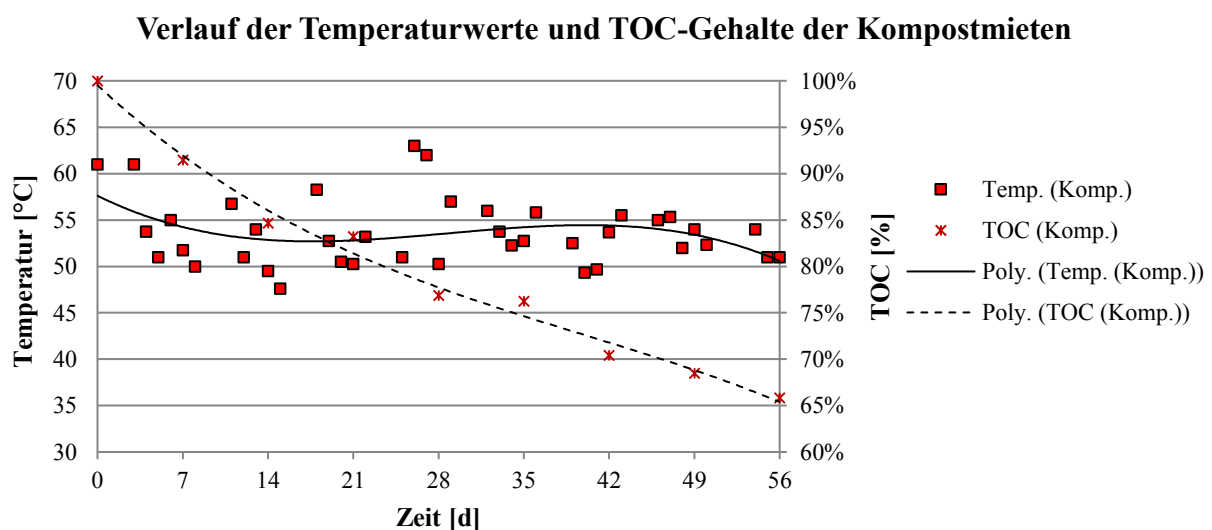


Abb. 46: Verlauf der Temperaturwerte und TOC-Gehalte der Kompostmieten

Ein analoger Zusammenhang ergibt sich ebenfalls bei der Betrachtung der pH-Differenzen zwischen den Versuchsmieten sowie die daraus resultierenden Differenzen bei den TOC-Gehalten. Der hierfür ermittelte Korrelationskoeffizient zwischen pH-Differenzen und den TOC-Unterschieden beträgt  $r_{\text{TOC,pH}} = -0,70$ . Hieraus lässt sich ableiten, dass die unterschiedlichen pH-Wert-Verläufe bei der Kompostierung im Vergleich zur Mikrobiellen Carbonisierung ebenfalls eine direkte Auswirkung auf die Differenzen bei den TOC-Gehalten haben.

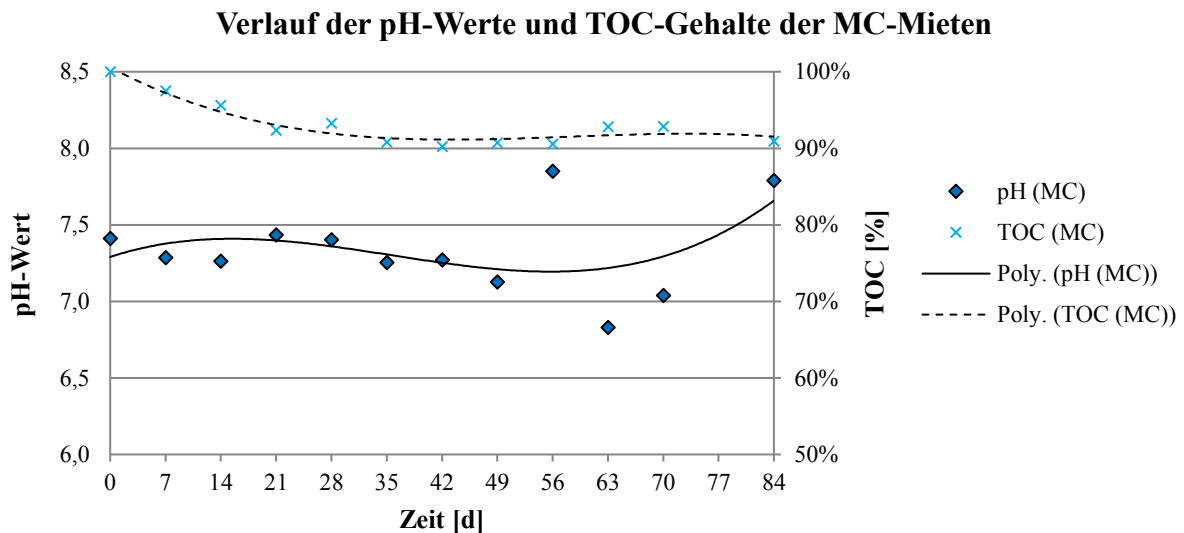


Abb. 47: Verlauf der pH-Werte und TOC-Gehalte der MC-Mieten

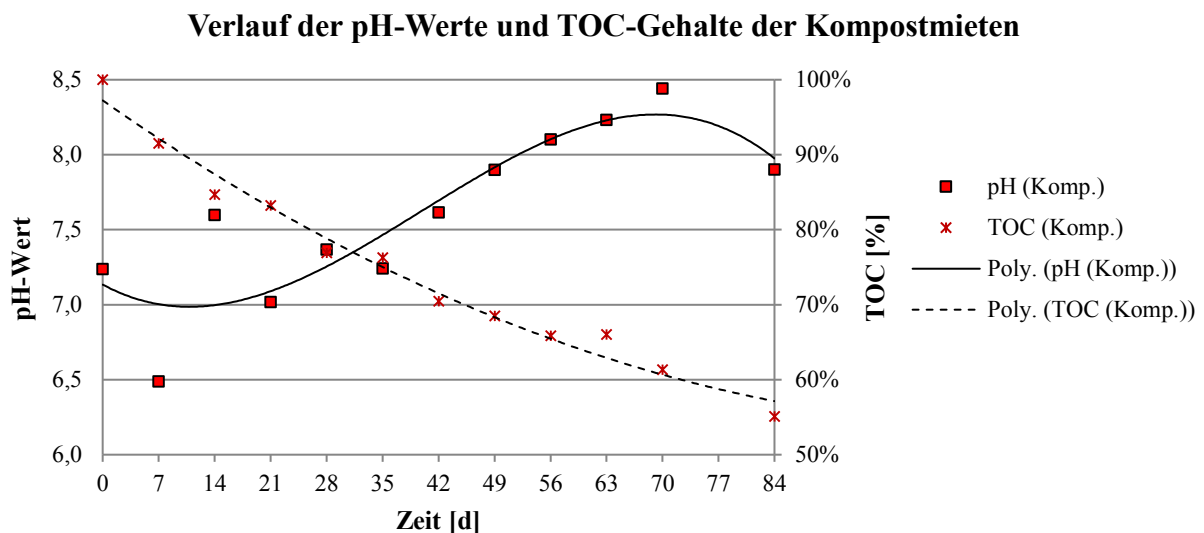


Abb. 48: Verlauf der pH-Werte und TOC-Gehalte der Kompostmieten

Neben den Kohlenstoffgehalten und -verläufen wurden die Nährstoffgehalte ( $N_{\text{ges}}$ ,  $S_{\text{ges}}$ ,  $P_2O_5$ ,  $MgO$ ,  $K_2O$ ,  $CaO$ ) der Substrate analysiert sowie die Ammonium- und Nitratkonzentrationen der Substrate während der biologischen Verwertung kontinuierlich aufgenommen. Die Mittelwerte der Ammoniumkonzentrationen über alle Versuchsmieten hinweg sind in Abbildung 49 dargestellt. Aus Abbildung 49 geht hervor, dass die  $NH_4\text{-N}$ -Konzentrationen der Substrate der MC-Mieten konstant über denen der kompostierten Vergleichsmieten liegen, wobei beide Graphen parallel verlaufen und den gleichen Trend hin zu niedrigeren  $NH_4\text{-N}$ -Konzentrationen aufweisen. Dieser Verlauf ist analog zu den von LINZNER et al. (2005) für die Kompostierung beschriebenen.

Im Gegensatz dazu ist der Verlauf der  $NO_3\text{-N}$ -Konzentrationen innerhalb der 10-wöchigen Behandlung nahezu gleich hoch, wenngleich die Schwankungen bei den aktiv belüfteten Kompostvergleichsmieten deutlicher erkennbar sind. Dieser Sachverhalt ist im Wesentlichen auf das Umsetzen der Versuchsmieten zurückzuführen. Nach dem Aussetzen der aktiven Belüftung ab der 8. Woche bei den konventionell kompostierten Vergleichsmieten wird deutlich, dass die  $NO_3\text{-N}$ -Konzentrationen stetig sinken, da kein Sauerstoff mehr aktiv eingetragen wird. Der gleiche Effekt tritt bei den MC-Mieten ebenfalls ein, wobei dieser um etwa 4 bis 5 Wochen zeitversetzt stattfindet. Abbildung 50 stellt den Verlauf der  $NO_3\text{-N}$ -Konzentrationen grafisch dar.

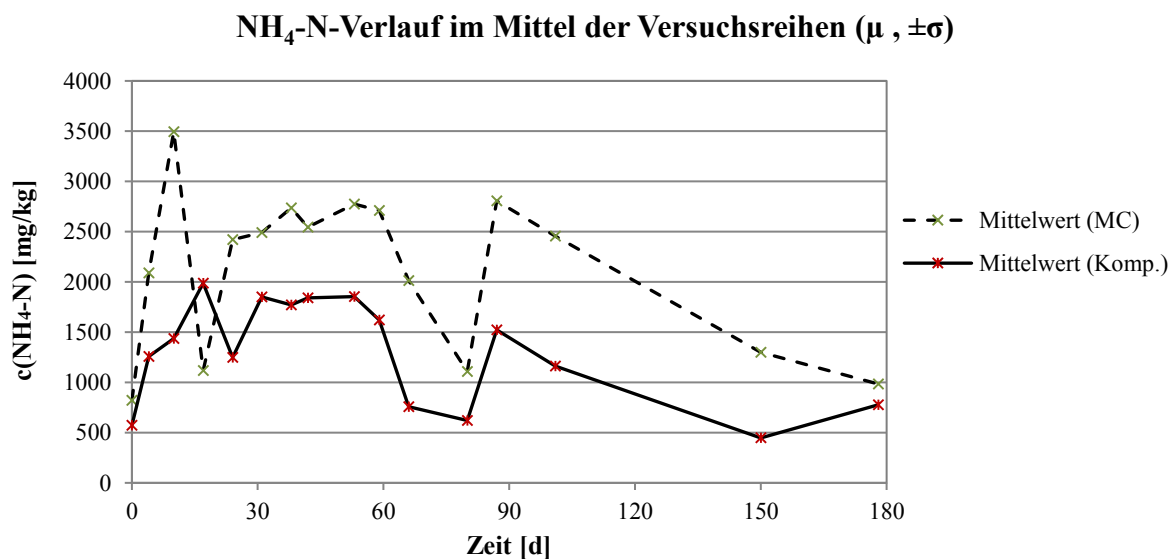
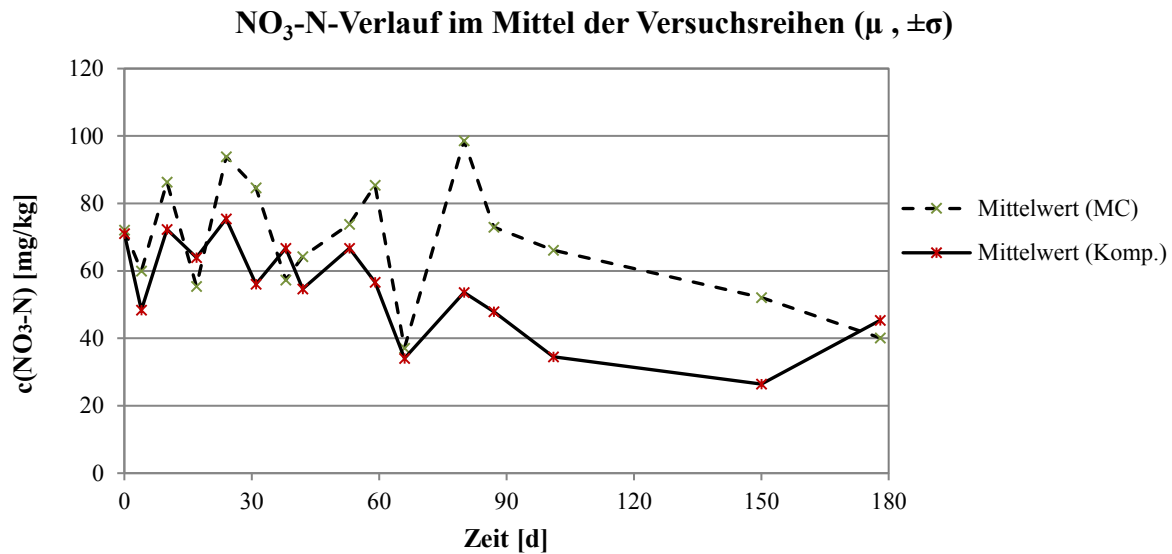
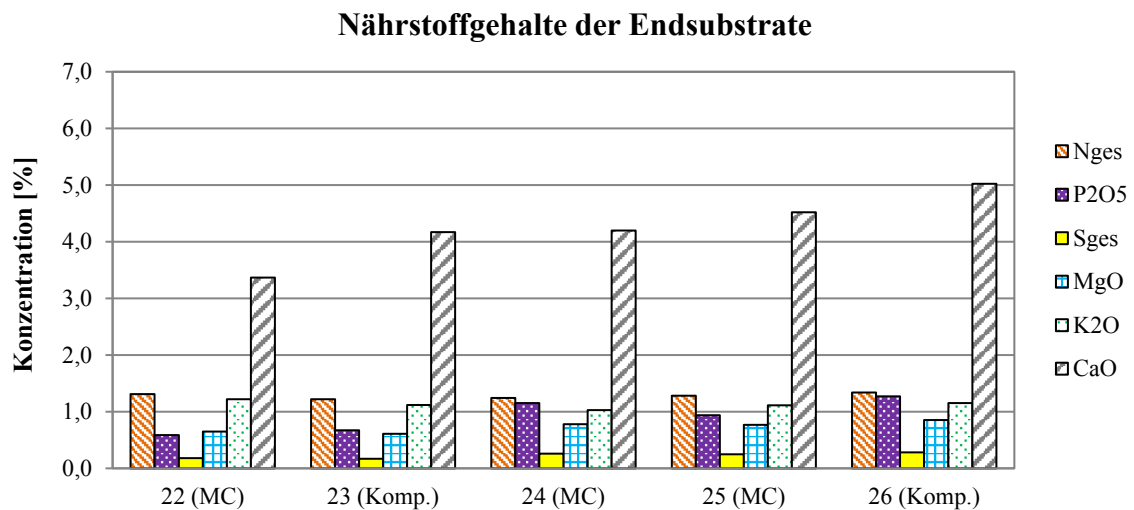


Abb. 49:  $NH_4\text{-N}$ -Verlauf im Mittel der Versuchsreihen ( $\mu$ ,  $\pm\sigma$ )



**Abb. 50: NO<sub>3</sub>-N-Verlauf im Mittel der Versuchsreihen ( $\mu$ ,  $\pm\sigma$ )**

Die Analyse der Nährstoffgehalte N<sub>ges</sub>, S<sub>ges</sub>, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, MgO, K<sub>2</sub>O, CaO der unterschiedlich behandelten Endsubstrate zeigt, dass zwischen Mikrobieller Carbonisierung und Kompostierung nur minimale Unterschiede festzustellen sind. So steigt etwa mit zunehmendem Grad der Mineralisierung der Gehalt an CaO im Substrat, während die übrigen Nährstoffgehalte bei beiden Behandlungsverfahren auf einem vergleichbaren Niveau liegen. Ein Auszug der Analyseergebnisse ist Abbildung 51 zu entnehmen. Die übrigen Analyseergebnisse sind in Anhang 4 aufgeführt.



**Abb. 51: Ausgewählte Nährstoffgehalte der Endsubstrate der Versuchsreihen 4 und 5**

Abschließend sind die Substrate im Hinblick auf das Inverkehrbringen zu beurteilen. Hierzu sind gemäß Bioabfallverordnung neben der Prüfung auf seuchen- und phytohygienische Unbedenklichkeit, lediglich Grenzwerte für die Schwermetallgehalte an Cadmium, Chrom, Kupfer, Quecksilber, Nickel, Blei und Zink zu erheben und einzuhalten. Die Verordnung unterscheidet dabei zwischen zwei Grenzwerten, welche die landwirtschaftlich verwertbaren

Substratmengen beschränken. Aus Abbildung 52 wird deutlich, dass die Substrate der Mikrobiellen Carbonisierung bis auf wenige Ausnahmen die strengeren Grenzwerte des § 4 Abs. 3 Satz 2 der Bioabfallverordnung einhalten. Die hohe Anzahl an Proben mit erhöhter Chrombelastung bleiben dabei unberücksichtigt, da erst im Verlauf der Analytik festgestellt wurde, dass der Schläger der verwendeten Schneidmühle zur Probenaufbereitung eine Chrom-Legierung aufwies und somit einen signifikanten Teil der Proben mit Chrom kontaminierte. Die Substrate bei denen eine Überschreitung des § 4 Abs. 3 Satz 1 BioAbfV in Bezug auf Nickel und Kupfer festgestellt wurden, unterschreiten die höheren Grenzwerte der Düngemittelverordnung deutlich.

Die konventionell behandelten Substrate der Vergleichsmieten halten ebenfalls die Grenzwerte der Bioabfallverordnung in einer überwiegenden Mehrzahl ein (vgl. Abb. 53). Unberücksichtigt bleiben dabei analog zu den MC-Proben die Überschreitungen der Chromkonzentrationen. Die erhöhte Kupferkonzentration der Versuchsmiete 23 unterschreitet den Grenzwert der Düngemittelverordnung deutlich. Hingegen überschreitet die Bleikonzentration der Versuchsmiete 23 signifikant den Grenzwert gemäß der Düngemittelverordnung. Die Schwermetallkonzentrationen der Proben können im Detail dem Anhang 4 entnommen werden.

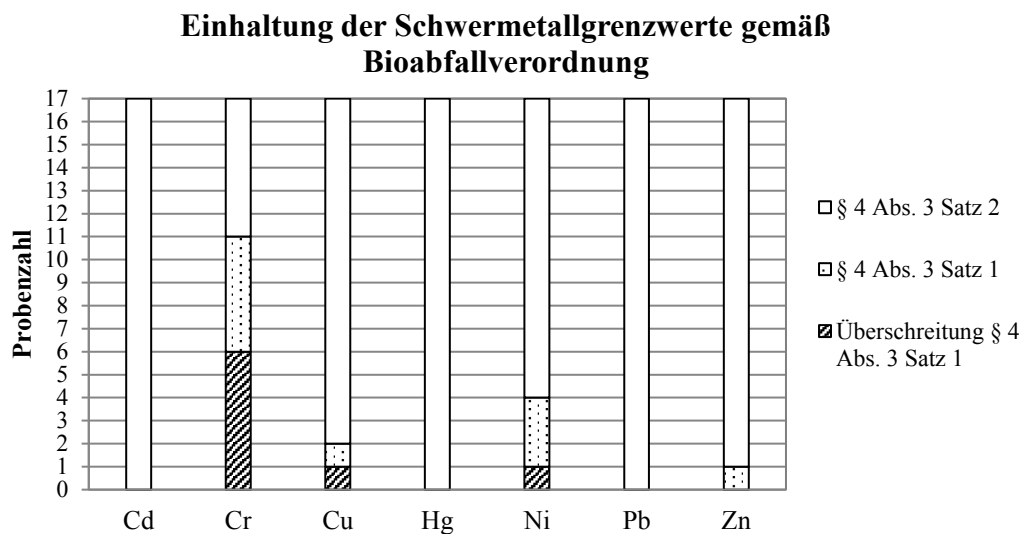
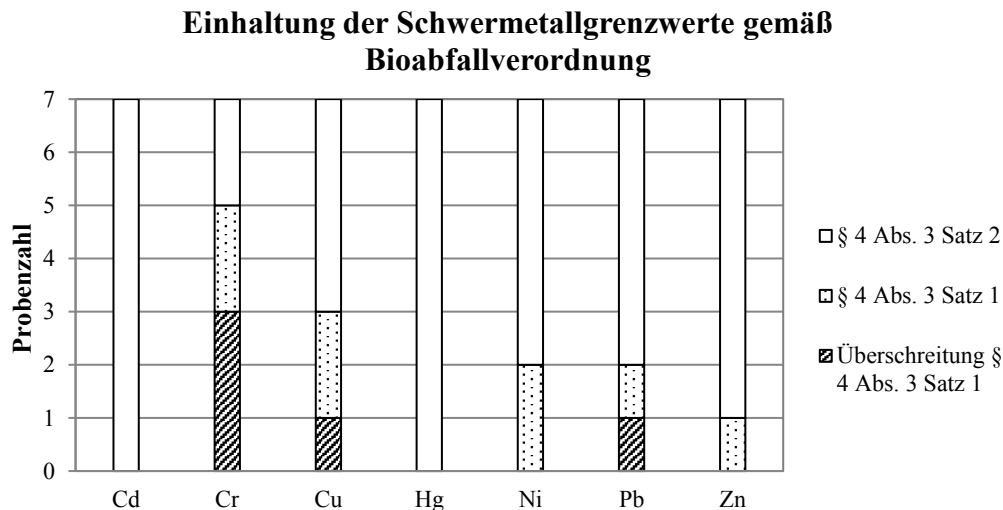


Abb. 52: Einhaltung der Schwermetallgrenzwerte gemäß BioAbfV der MC-Versuchsmieten





**Abb. 53: Einhaltung der Schwermetallgrenzwerte gemäß BioAbfV der Kompostmieten**

### 4.3.2 Hygienisierung der biogenen Reststoffe

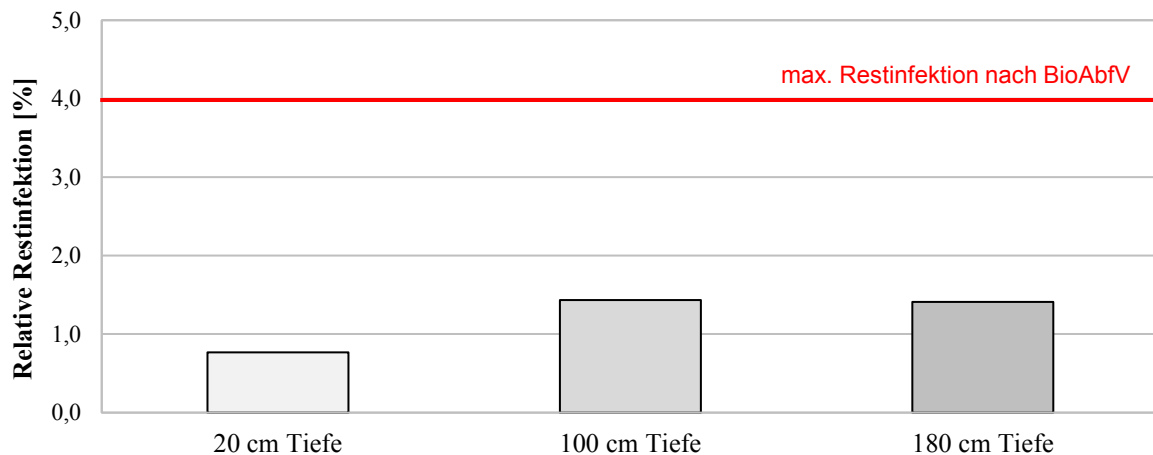
Neben den in Kapitel 4.3.1. dargestellten Substrateigenschaften der MC-Komposte im Vergleich zu Komposten die durch offene Mietenkompostierung erzeugt werden, ist für die rechtliche Genehmigung des Verfahrens der Mikrobiellen Carbonisierung und die Inverkehrbringung von MC-Komposten eine Prüfung auf Phyto- und Seuchenhygiene vorzunehmen. Dies ist auf Grund der veränderten Prozessbedingungen bei der Mikrobiellen Carbonisierung, im Vergleich zu konventionellen aeroben Rotteverfahren, erforderlich. Wie in Kapitel 4.1 beschrieben, werden die rechtlichen Vorgaben der BioAbfV im Hinblick auf die Temperaturführung bei der Mikrobiellen Carbonisierung nicht erfüllt.

Zur Bewertung der Hygienisierungsleistung der Mikrobiellen Carbonisierung werden die Versuchsmieten 24 und 28 auf die in der BioAbfV angeführten alternativen Prüfverfahren untersucht. Die beiden Versuchsmieten werden zum einen auf Grund der vergleichbaren Substratzusammensetzung gewählt, zum anderen wegen der Vorgabe der BioAbfV den für ein Verfahren entscheidenden Hygienisierungszeitraum unter winterlichen und sommerlichen Bedingungen zu untersuchen. Die erforderliche Hygienisierungsdauer wird von WITTE [2013a] auf 6 bis 8 Wochen veranschlagt. Aus diesem Grund erfolgt die Untersuchung der Hygienisierung der Substrate nach 7 bis 8 Wochen.

Für den Prüfparameter Tabak-Mosaik-Virus sind die Ergebnisse der Untersuchungen in den Abbildungen 54 und 55 dargestellt. Hieraus geht hervor, dass das Substrat der Versuchsmiete 24, das unter winterlichen Bedingungen hergestellt wurde, die Kriterien der BioAbfV bezüglich der maximalen Restinfektion einhält. Der Grenzwert von 4 Prozent relative Restinfektion wird nach achtwöchiger Behandlung deutlich unterschritten, wenngleich eine Abstufung der Restinfektion der Beprobungshorizonte in 30 cm, 100 cm und 180 cm Tiefe festzustellen ist. Deutlicher ist diese Abstufung bei der Versuchsmiete 28 zu beobachten. Diese ergibt sich aus dem in Kapitel 4.1 beschriebenen Bakterientransfer in tiefer gelegene Mietenhorizonte im Verlauf der Behandlung. Es ist festzustellen, dass die relative Restinfektion bei den Beprobungshorizonten in 30 cm und 100 cm Tiefe den Grenzwert unterschreiten.

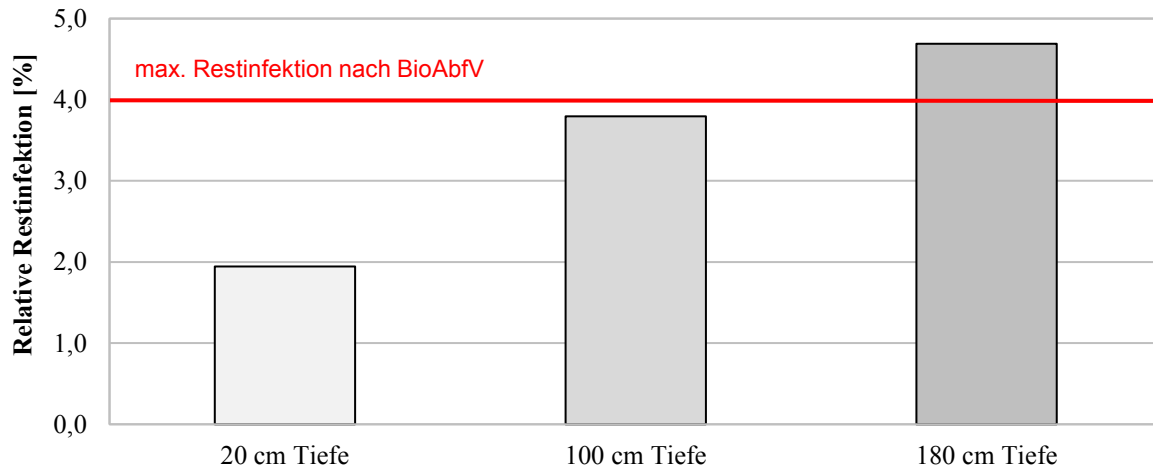
Hingegen wird dieser im Beprobungshorizont in 180 cm Tiefe geringfügig überschritten. Als Ursache hierfür kann die kürzere Behandlungsdauer von 7 Wochen angesehen werden, in der der Bakterientransfer in diesen Mietenbereich noch nicht abgeschlossen ist.

**TMV-Restinfektion nach 8 Wochen (Mittelwerte) 4. Versuchsreihe**



**Abb. 54: TMV-Restinfektion nach 8 Wochen (Mittelwerte) 4. Versuchsreihe**

**TMV-Restinfektion nach 7 Wochen (Mittelwerte) 5. Versuchsreihe**



**Abb. 55: TMV-Restinfektion nach 7 Wochen (Mittelwerte) 5. Versuchsreihe**

Analog zu den Ergebnissen der TMV-Untersuchungen stellen sich die Ergebnisse der Plasmodiaphora brassicae Analytik dar. So liegen die Befallsindizes der drei Beprobungshorizonte bei der Versuchsmiete 24 unterhalb des Grenzwertes. Bei der Versuchsmiete 28 wird dieser in 30 cm und 100 cm Tiefe eingehalten. Im Beprobungshorizont von 180 cm Tiefe wird der Befallsindex geringfügig überschritten. Die Befallsindizes der Versuchsreihen 4 und 5 sind in den Abbildungen 56 und 57 dargestellt.

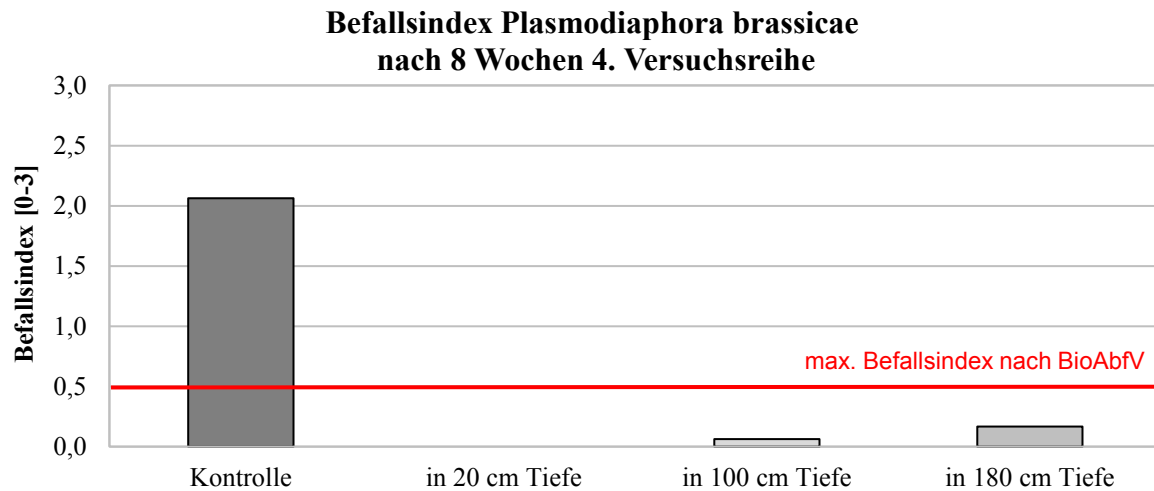


Abb. 56: Befallsindex Plasmodiaphora brassicae nach 8 Wochen (Mittelwerte) 4. Versuchsreihe

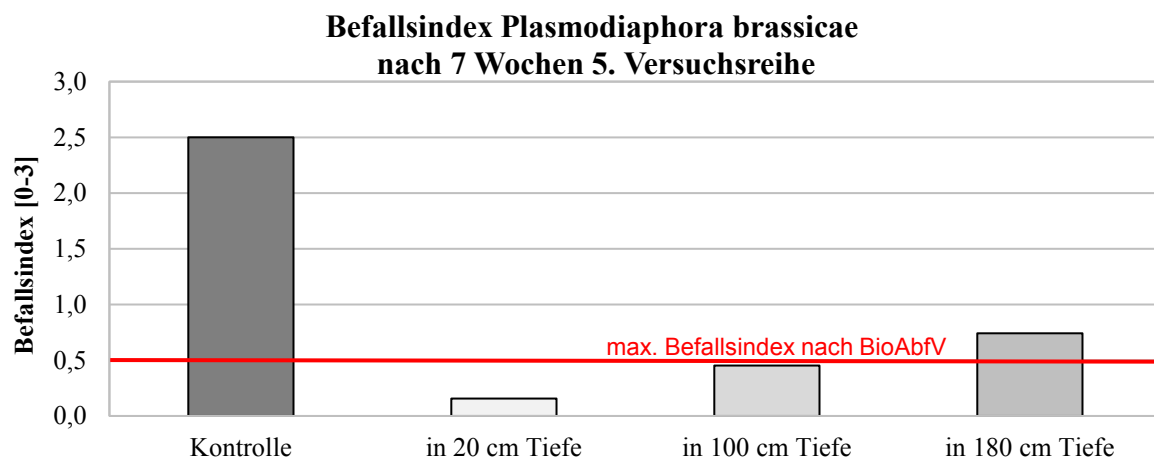


Abb. 57: Befallsindex Plasmodiaphora brassicae nach 7 Wochen (Mittelwerte) 5. Versuchsreihe

Der letzte Prüfparameter der BioAbfV bezüglich der Phytohygiene ist die Untersuchung der Keimfähigkeit von Tomatensamen der Sorte Saint Pierre. Tabelle 19 stellt die Ergebnisse der Keimtests dar. Die Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass die Keimfähigkeit der Tomatensamen im Verlauf einer achtwöchigen Behandlung mittels Mikrobieller Carbonisierung vollständig verloren geht. In allen untersuchten Mietenhorizonten der Versuchsmieten 24 und 28 kann eine Inaktivierung der Tomatensamen verzeichnet werden, sodass die maximal zulässige Keimungsrate von 2 Prozent gemäß der BioAbfV unterschritten wird.

**Tab. 19: Keimfähigkeit Tomatensamen nach 8-wöchiger Mikrobieller Carbonisierung**

Probe	Einheit	Gekeimt nach 1 Woche	Gekeimt nach 2 Wochen	Gekeimt nach 3 Wochen
Kontrolle	%	66	98	98
Miete 24-1 in 20 cm	%	0	0	0
Miete 24-2 in 100 cm	%	0	0	0
Miete 24-3 in 180 cm	%	0	0	0
Miete 24-4 in 20 cm	%	0	0	0
Miete 24-5 in 100 cm	%	0	0	0
Miete 24-6 in 180 cm	%	0	0	0
Kontrolle	%	70	98	99
Miete 28-1 in 20 cm	%	0	0	0
Miete 28-2 in 100 cm	%	0	0	0
Miete 28-3 in 180 cm	%	0	0	0
Miete 28-4 in 20 cm	%	0	0	0
Miete 28-5 in 100 cm	%	0	0	0
Miete 28-6 in 180 cm	%	0	0	0

Im Hinblick auf die Prüfung der Seuchenhygiene sieht die BioAbfV lediglich die Prüfung mit dem Testkeim *Salmonella* Senftenberg W775 vor. Abweichend von den in der BioAbfV beschriebenen Testmethoden werden die Endproben auf alle Arten von Salmonellen untersucht sowie ergänzend hierzu auf die coliformen Keime und Clostridien.

Im Hinblick auf die Inaktivierung von Salmonellen ergeben sich bei der Endproduktkontrolle unterschiedliche Ergebnisse. Tabelle 20 kann entnommen werden, dass lediglich die Substrate der Versuchsmiete 14 Salmonellen beinhalten, die durch die Behandlung mittels Mikrobieller Carbonisierung nicht inaktiviert werden. Als Hauptursache hierfür kann der sehr kleintechnische Versuchsaufbau bei der Miete 14 angeführt werden. Die konventionellen Versuchsmieten 15 und 17 sind, trotz Einhaltung der rechtlichen Vorgaben im Hinblick auf die Temperaturführung, ebenfalls mit Salmonellen belastet. Für die Versuchsmiete 15 kann eine analoge Begründung für den Nachweis von Salmonellen angeführt werden wie bei Miete 14. Miete 17 hingegen hätte nach der Theorie der BioAbfV seuchenhygienisch unbedenklich sein müssen. In den verfahrenstechnisch optimierten Versuchsmieten 16, 22, 24 und 28 mit höheren Substratmengen konnte stets eine vollständige Inaktivierung von Salmonellen nachgewiesen werden.

Die Untersuchungen der Endprodukte auf coliforme Keime, die Tabelle 21 zu entnehmen sind, zeigen eine vollständige Inaktivierung der coliformen Keime in den Endsubstraten nach einer achtwöchigen Behandlung.

**Tab. 20: Hemmung und Inaktivierung von Salmonellen**

Versuchsmiete	Einheit	Endprodukt Salmonellen
Miete 14 (MC)	in 50 g	positiv
Miete 15 (Komp.)	in 50 g	positiv
Miete 16 (MC)	in 50 g	negativ
Miete 17 (Komp.)	in 50 g	positiv
Miete 22 (MC)	in 50 g	negativ
Miete 23 (Komp.)	in 50 g	negativ
Miete 24-1 bis -6 (MC)	in 50 g	negativ
Miete 28-1 bis -6 (MC)	in 50 g	negativ

**Tab. 21: Hemmung und Inaktivierung von coliformen Keimen (E.coli)**

Versuchsmiete	Einheit	Ausgangsmaterial E.coli	Endprodukt E.coli
Miete 14 (MC)	KBE/g	n.b.	0,0
Miete 15 (Komp.)	KBE/g	n.b.	0,0
Miete 16 (MC)	KBE/g	n.b.	0,0
Miete 17 (Komp.)	KBE/g	n.b.	0,0
Miete 22 (MC)	KBE/g	$3,2 \times 10^5$	0,0
Miete 23 (Komp.)	KBE/g	$3,0 \times 10^5$	0,0
Miete 24 (MC)	KBE/g	$3,6 \times 10^5$	0,0
Miete 28 (MC)	KBE/g	$5,7 \times 10^4$	0,0

Neben den Testorganismen Salmonellen und E.coli erfolgt die Nachweisführung von Clostridien. Hierbei werden die Bakterien C.perfringes und C.botulinum analysiert und die Ergebnisse in Tabelle 22 dargestellt. Die Versuchsmieten 24 und 28 zeigen hierbei eine signifikante Reduktion der koloniebildenden Einheiten bei C.perfringes, wobei analog zu den Phytohygienetests bezüglich TMV und P.brassicae festzustellen ist, dass in 180 cm Tiefe der Versuchsmiete 28 eine geringere Inaktivierungsleistung zu beobachten ist. C.botulinum ist in den Endprodukten nicht nachweisbar. Einzige Ausnahme bildet hier die Probe 4 der Versuchsmiete 28, die aus einer Horizonttiefe von 20 cm stammt. Ob es sich hierbei allerdings wirklich um C.botulinum des Typ E handelt, kann durch das Verfahren des indirekten Erregernachweises mittels Anreicherung nicht mit absoluter Gewissheit beantwortet werden. Der direkte Toxinnachweis mittels ELISA ergibt für die Probe 4 der Miete 28 ein negatives Ergebnis.

**Tab. 22: Hemmung und Inaktivierung von Clostridien**

Versuchsmiete	Einheit	Ausgangsmaterial C.perfringes	Endprodukt C.perfringes	Endprodukt C.botulinum direkter Toxinnachweis mittels ELISA	Endprodukt C.botulinum indirekter Erregernachweis mittels Anreicherung
Miete 24-1 in 20 cm	KBE/g	$1 \times 10^7$	$< 10^3$	negativ	negativ
Miete 24-2 in 100 cm	KBE/g	$1 \times 10^7$	$< 10^3$	negativ	negativ
Miete 24-3 in 180 cm	KBE/g	$1 \times 10^7$	$< 10^3$	negativ	negativ
Miete 24-4 in 20 cm	KBE/g	$1 \times 10^7$	$2 \times 10^3$	negativ	negativ
Miete 24-5 in 100 cm	KBE/g	$1 \times 10^7$	$< 10^3$	negativ	negativ
Miete 24-6 in 180 cm	KBE/g	$1 \times 10^7$	$< 10^3$	negativ	negativ
Miete 28-1 in 20 cm	KBE/g	$8 \times 10^4$	$< 10^3$	negativ	negativ
Miete 28-2 in 100 cm	KBE/g	$8 \times 10^4$	$< 10^3$	negativ	negativ
Miete 28-3 in 180 cm	KBE/g	$8 \times 10^4$	$1 \times 10^3$	negativ	negativ
Miete 28-4 in 20 cm	KBE/g	$8 \times 10^4$	$< 10^3$	negativ	Typ E schwach positiv, Rest negativ
Miete 28-5 in 100 cm	KBE/g	$8 \times 10^4$	$< 10^3$	negativ	negativ
Miete 28-6 in 180 cm	KBE/g	$8 \times 10^4$	$< 10^3$	negativ	negativ

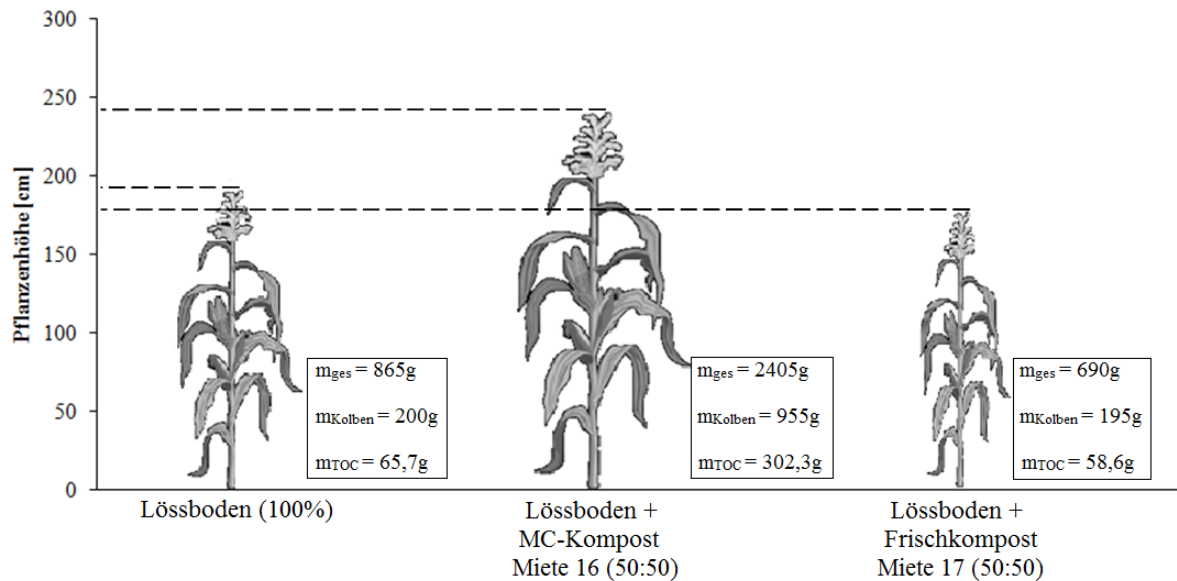
### 4.3.3 Anbauversuche

Neben den Substrateigenschaften im Hinblick auf die Zusammensetzung und Hygienisierung ist darüber hinaus deren Düngewert zu bemessen. Die Düngewirksamkeit der mikrobiell karbonisierten Substrate wird dabei anhand eines Vergleiches der Endsubstrate der Versuchsmieten 16 (MC-Kompost) und 17 (Frischkompost) mittels eines Topfversuches (Kultursubstrat Mais) beurteilt. Die Komposte der Mieten 16 und 17 werden mit Lössboden im Verhältnis von 1:1 gemischt, in 20 Liter-Pflanztöpfe überführt und mit jeweils 6 Maiskörnern versehen. Als Vergleichswert zur Bewertung des Düngeeffektes dient eine Nullprobe mit reinem Lössboden. Um Feldbedingungen möglichst genau abbilden zu können, wird jeder Topf mit einem Metallgitter umzäunt und im Anschluss mit Klarsichtfolie umwickelt. Abbildung 58 zeigt den gewählten Versuchsaufbau des Topfversuches.



**Abb. 58: Versuchsaufbau des Topfversuches mit dem Kultursubstrat Mais**

Nach Beendigung der Vegetationsperiode der Maispflanzen zeigt sich, dass die gewählten Substrate einen Einfluss auf das Pflanzenwachstum und den Biomassezuwachs haben. So wurde bei der Mischung mit MC-Kompost die mit Abstand höchste Pflanzenmasse von 2405 Gramm festgestellt, während die Mischung mit Frischkompost die geringste Pflanzenmasse von 690 Gramm aufweist. Die Nullprobe weist am Versuchsende eine Pflanzenmasse von 865 Gramm auf und lag somit deutlich über der Pflanzenmasse des konventionell erzeugten Frischkomposts der Miete 17. In Bezug auf die Pflanzenhöhe ergibt sich ein vergleichbares Ergebnis. Die Substratmischung mit MC-Kompost führt zu einer Pflanzenhöhe von bis zu 2,45 Metern, die des Lössbodens von bis zu 1,95 Meter und die der Mischung mit konventionellem Kompost von bis zu 1,75 Meter. Vor dem Hintergrund, dass für die Erzeugung der Komposte von Miete 16 und 17 die gleichen Ausgangssubstrate verwendet wurden, ist das Ergebnis des Anbauversuches mit MC-Kompost als herausragend gut zu bewerten. Dieser Eindruck wird verstärkt durch die Bestimmung des tatsächlichen Ertrages der Versuchspflanzen. Die Mischung mit MC-Kompost führte zu einem Kolbengewicht von 955 Gramm, während die der anderen Anbauversuche mit 195 Gramm (Mischung konventioneller Kompost) und 200 Gramm (reiner Lössboden) deutlich zurückbleiben. Abbildung 59 stellt die Ergebnisse der drei Anbauversuche nochmals gegenüber.



**Abb. 59: Ergebnisse der Topfversuche**

Ein wesentlicher Grund für die signifikant höheren Erträge der MC-Komposte ist der organische Kohlenstoffgehalt der Substratmischung. Dieser ist mit 11,16 Prozent evident höher als bei den anderen beiden Testsubstraten (Lössboden: 1,32%, Lössboden/Kompost: 6,10%). Dieser höhere Kohlenstoffgehalt wirkt als Kohlenstoffdepot und -quelle bei der späteren Pflanzenversorgung, da eine Ausgasung in Form von CO<sub>2</sub> erst in Pflanzennähe erfolgt.

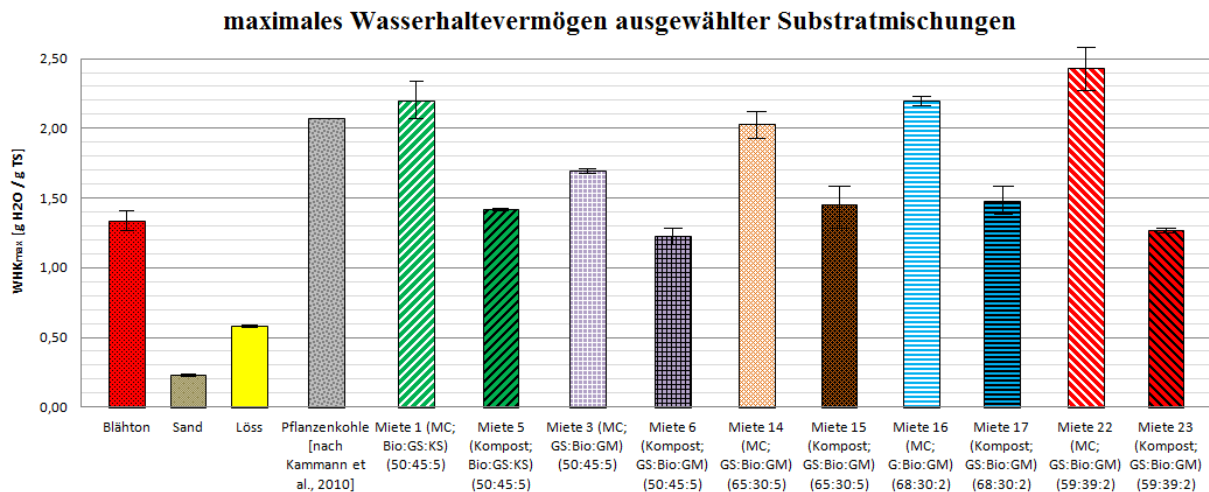
Die Substratmischung mit konventionellem Kompost müsste dieser Theorie nach ebenfalls zu einem höheren Ertrag führen als der reine Lössboden. Dies ist jedoch nicht der Fall, was auch auf die Anzahl der gekeimten Maispflanzen zurückzuführen ist. Einzig bei der Substratmischung mit konventionellem Kompost sind nur 5 von 6 Pflanzen gekeimt. Dies beeinflusst das Ergebnis erheblich, ist jedoch nicht der Hauptgrund für den geringeren Biomassezuwachs im Vergleich zur Nullprobe mit Lössboden. Dieser liegt vielmehr in der Tatsache begründet, dass Frischkompost unter bestimmten Umständen zu Wurzelschäden führt [LAZAR et al. 2012], die durch die chemische Zusammensetzung des Kompostes verursacht werden, und somit das Pflanzenwachstum hemmt. Darüber hinaus führen LAZAR et al. (2012) aus, dass die Pflanzenverfügbarkeit des in Form von Frischkompost zugeführten Stickstoffes nur 2 bis 3 Prozent beträgt. Das die zuerst angeführte These von LAZAR et al. (2012) zutrifft, verdeutlichen auch die Untersuchungen der Wurzelsysteme der Maispflanzen. So zeigen die in Abbildung 60 dargestellten Wurzeln von Lössboden und der Mischung Kompost/Lössboden eine deutliche Unterentwicklung im Vergleich zur Mischung MC-Kompost/Lössboden.





**Abb. 60: Wurzelsysteme der Maispflanzen im Lössboden (links), in der Mischung Lössboden/Kompost (Mitte), in der Mischung Lössboden/MC-Kompost (rechts)**

Das stärker ausgebildete Wurzelsystem in der Substratmischung MC-Kompost/Lössboden im Vergleich zu den anderen beiden Bodensubstraten kann darüber hinaus auf das höhere Wasserhaltevermögen der MC-Komposte zurückgeführt werden. Einige ausgewählte Substratanalysen bezüglich des Wasserhaltevermögens sind in Abbildung 61 dargestellt. Es wird deutlich, dass die mikrobiell karbonisierten Substrate stets höhere Wasserhaltevermögen aufweisen als konventionell erzeugte Komposte und somit ein höheres Wasserdepot bereitstellen. Die höheren Wasserhaltevermögen gehen dabei mit den Kohlenstoffgehalten der Komposte einher. Bei den MC-Komposten liegen die maximalen Wasserhaltevermögen deutlich über den Werten für Blähton, der bei Zimmerpflanzen zur besseren Wasserversorgung eingesetzt wird.



**Abb. 61: Maximales Wasserhaltevermögen ausgewählter Substratmischungen**

Das hohe Wasserhaltevermögen der MC-Komposte hat ebenfalls eine positive Wirkung auf die Wasserversorgung der Maispflanzen. So beträgt die Wassermenge in den Maispflanzen in der Mischung Lössboden/MC-Kompost 1576,5 Gramm, während im Ansatz mit der Mischung Lössboden/Kompost eine Wassermenge von 533,9 Gramm und im reinen Lössbodenansatz eine Wassermenge von 676,2 Gramm festzustellen ist. Bezogen auf die Gesamtpflanzenmasse bedeutet dies Wassergehalte von 65,6 Prozent für den Ansatz mit der Lössboden/MC-Kompost-Mischung, 77,4 Prozent für den Ansatz mit der Lössboden/Kompost-Mischung und 78,2

Prozent für den Lössbodenansatz. Die niedrigeren Wassergehalte der Maispflanzen bei der Lössboden/MC-Kompost-Mischung gehen im Wesentlichen auf die niedrigen Wassergehalte der Maiskolben zurück, was im Hinblick auf eine spätere Lagerung der Maiskörner jedoch von Vorteil ist, da eine Schimmelbildung vermieden wird. Die Wassergehalte der Maiskolben stellen sich dabei wie folgt dar:

- Lössboden: 68,7%
- Lössboden/MC-Kompost: 46,0%
- Lössboden/Kompost: 81,1%

### 4.4 Fehlerbetrachtung

Für die Bewertung der Analysen und die Beurteilung der Aussagekraft der durchgeführten Untersuchungen ist es unabdinglich eine Fehlerbetrachtung durchzuführen. Hierzu wurden die genommen Proben sowie die verwendeten Analyseverfahren und deren Messergebnisse näher untersucht und anhand von statistischen Methoden bewertet.

Die Streuung der TOC-Messwerte um den arithmetischen Mittelwert der Messwerte liegt zwischen 0,2 und 6,8 Prozent und wird im Wesentlichen von der geringen Probeneinwaage und dem systematischen Fehler des Analysegerätes beeinflusst. Inhomogenitäten innerhalb der betrachteten Einzelproben verursachten somit eine Abweichung von maximal 6,8 Prozent vom arithmetischen Mittel. Der bei der Analytik ebenfalls mitgeführte Standard Kalziumcarbonat wies über den gesamten Zeitraum nur geringfügige Abweichungen ( $\pm 2,1\%$ ) vom Sollwert auf. Dieser systematische Fehler des Analysegerätes wurde bei den Messergebnissen der analysierten Kompostproben stets berücksichtigt und korrigiert.

Die maximal kalkulierte Streuung der parallel bestimmten oTS-Messwerte um das arithmetische Mittel lag bei 9,3 Prozent. Hierbei ist festzuhalten, dass insbesondere die Proben der Versuchsmieten 18, 19 und 20, die im Wesentlichen aus Strohresten zusammengesetzt waren, zu diesen hohen Schwankungsbreiten führten. Der überwiegende Anteil der Streuungsbreiten war analog zu der TOC-Bestimmung.

Die Streuung der Wassergehalte um den arithmetischen Mittelwert der Messwerte liegt zwischen 0,3 und 4,2 Prozent. In einem einzigen Fall (Miete 11, Probenahme: 27.02.2012) wurde eine signifikantere Streuung von 20,5 Prozent festgestellt. Diese kann jedoch auf eine sehr inhomogene Mischprobe mit hohen Anteilen des eingesetzten Gesteinsmehls Litharenit zurückgeführt werden, das im Vergleich zum eingesetzten Grünschnitt eher trocken ist. In den sonstigen Proben der Miete 11 lag die Streuung im oben angeführten Bereich.

Bei der Bestimmung von  $\text{NO}_3\text{-N}$  und  $\text{NH}_4\text{-N}$  wurde bei allen Analysen eine maximale Streuung von unter einem Prozent festgestellt, was im Wesentlichen auf das sehr homogene Extrakt aus der Substratelution mit 0,05 molarer  $\text{CaCl}$ -Lösung zurückgeführt werden kann.

Des Weiteren können zufällige und systematische Fehler bei der Analyse der übrigen Nährstoff- und Schwermetallgehalte nicht ausgeschlossen werden, da diese durch Fremdlabore analysiert wurden. Auf Grund der Erfahrung dieser akkreditierten Labore mit dem Umgang und der Analyse von Kompostproben wird jedoch von einem weitestgehend geringen Einfluss auf das

Analyseergebnis ausgegangen.

Die Messungen der Mietentemperatur sowie der Gaszusammensetzung über und innerhalb der Mietenkörper, weisen ebenfalls systemtechnisch bedingte Fehler auf. So wurde die Mietentemperatur lediglich mit einer Auflösung von 0,5 °C bestimmt. Die Sensoren des eingesetzten Gasanalysegerätes X-am 7000 der Firma Dräger wiesen dabei ebenfalls unterschiedliche Auflösungen auf. So wurde der CO<sub>2</sub>-Gehalt mit einer Genauigkeit von 0,1 Vol.-% im Messbereich von 0 bis 22 Vol.-% und von 1,0 Vol.-% im Messbereich über 22 Vol.-% gemessen. Der CH<sub>4</sub>-Gehalt wurde mit einer Genauigkeit von 0,1 Vol.-% im Messbereich von 0 bis 25 Vol.-% und von 1,0 Vol.-% im Messbereich über 25 Vol.-% bestimmt. Die Auflösung des O<sub>2</sub>-Sensors lag bei 0,1 Vol.-%, die des H<sub>2</sub>-Sensors bei 5 ppm und die des H<sub>2</sub>S-Sensors bei 1 ppm. Durch die Mittelwertbildung der Gasdaten aller Probenahmepunkte einer Miete, ist es vor Ort in Einzelfällen zu Rundungsfehlern gekommen, die eine höhere Auflösung und Genauigkeit der Messergebnisse im oberen Messbereich von CO<sub>2</sub> und CH<sub>4</sub> suggerieren. Für eine höher aufgelöste Bestimmung des CO<sub>2</sub>-Gehaltes im unteren Messbereich wurde ergänzend zum genannten Gerät bei den Versuchsmieten 1 bis 8 das CO<sub>2</sub>-Messgerät IAQ7525 eingesetzt, das einen Messbereich von 0 bis 5000 ppm bei einer Genauigkeit von  $\pm 3$  Prozent bzw.  $\pm 50$  ppm aufweist.

Darüber hinaus ist anzumerken, dass die Gasdaten der Versuchsmieten 13 bis 20 auf Grund eines Defektes des Gasanalysegerätes am Ende der zweiten Versuchswoche nicht lückenlos bestimmt werden konnten und deshalb auf eine Gasdatenauswertung für die genannten Mieten verzichtet wurde.

### 5 Ökologische Bewertung der Mikrobiellen Carbonisierung

Im nachfolgenden Kapitel wird eine ökologische Bewertung sowohl der Produkte als auch des Verfahrens der Mikrobiellen Carbonisierung vorgenommen. Hierbei wird insbesondere auf die Umweltauswirkungen, die mit dem Einsatz des Verfahrens einhergehen, eingegangen und mit einer offenen Kompostierung verglichen.

In Bezug auf den Einsatz als Düngemittel und Bodenhilfsstoff sind die Produkte der Mikrobiellen Carbonisierung als weitestgehend unbedenklich anzusehen. Die in Kapitel 4.2.2 dargestellten Schwermetallkonzentrationen der Endprodukte halten die Grenzwerte der Bioabfallverordnung bis auf wenige Ausnahmen (Miete 2 (Ni) & 18 (Cu)) ein. Die Grenzwertüberschreitungen resultieren dabei im Gegensatz zur offenen Kompostierung im Wesentlichen auf bereits stark belastete Ausgangsmaterialien. Eine signifikante Aufkonzentration infolge einer Mineralisierung wie etwa bei der Kompostierung ist nicht festzustellen. Die Vorgaben der Düngemittelverordnung werden in keinem der untersuchten MC-Komposte überschritten. Die Vorsorgewerte der Bundesbodenschutzverordnung werden unter Zugrundelegung einer guten fachlichen Praxis der Düngemittelgabe nicht berührt. Die Ergebnisse der Substratanalysen zeigen ungeachtet dessen, dass die wasserlöslichen Stickstoffanteile in Form von Ammonium und Nitrat bei den MC-Komposten höher sind als bei den konventionellen Komposten. Bei einer sachgemäßen Anwendung können die MC-Komposte, wie in Kapitel 4.3.3 gezeigt, zu erhöhten Erträgen beitragen. Bei einer unsachgemäßen Düngung kann es allerdings zu einem erhöhten Transfer von Nitrat in oberflächennahe Grundwasserleiter kommen und somit zu einer Belastung dieser führen. Ein sachgemäßer Einsatz der MC-Komposte in Anlehnung an die Vorgaben der Bioabfallverordnung ist deshalb unerlässlich.

Die in Kapitel 4.2.3 dargestellten Ergebnisse zeigen, dass die MC-Komposte im Hinblick auf die Seuchen- und Phytohygiene weitestgehend unbedenklich sind, sofern eine Mindestbehandlungsdauer von 8 Wochen eingehalten wird. Zur Gewährleistung einer vollständigen Hygienisierung ist jedoch eine Behandlungsdauer von 12 Wochen zu empfehlen. Nach einer zwölfwöchigen Behandlung kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass keimfähige Unkrautsamen in den MC-Komposten wiedergefunden werden. Dies beruht sowohl auf der Beobachtung von Pflanzenbewuchs als auch den geringen Temperaturniveaus in den Randzonen der MC-Versuchsmieten während der Versuchsreihen. IDELMANN (2005) führt bezüglich der Inaktivierung von Unkrautsamen mittels aerober Rotte aus, dass unter bestimmten Umständen (hartschalige, konditionierte Samen) auch bei Einhaltung der Temperaturvorgaben der Bioabfallverordnung keine vollständige Inaktivierung von Unkrautsamen erfolgt. Dies belegen auch die Beobachtungen ausgewählter Versuchsflächen auf denen konventionell kompostierte und mikrobiell karbonisierte Substrate angewendet werden. Die mit konventionellen Komposten gedüngten Flächen zeigen einen geringen Unkrautbefall. Im Vergleich zu den mit konventionellem Kompost gedüngten Flächen weisen die MC-Kompost gedüngten Flächen keinen visuell erkennbar höheren Unkrautbefall auf.

Ein Vergleich der Behandlungsverfahren zeigt, dass diese unterschiedliche Umwelteinwirkungen nach sich ziehen. Resultierend aus den in Kapitel 4.2 dargestellten

Gaskonzentrationen über den Versuchsmieten und den in Kapitel 4.3.1 analysierten Substratzusammensetzungen wurden Kohlenstoffbilanzen für die Mikrobielle Carbonisierung und offene Kompostierung erstellt. Den in Abbildung 62 dargestellten Bilanzen ist zu entnehmen, dass bei der Mikrobiellen Carbonisierung signifikant geringere Emissionen verursacht werden im Vergleich zur offenen Kompostierung. Dies kann im Wesentlichen auf den Verzicht von Umsetzungsvorgängen zurückgeführt werden, die maßgeblich zu einer Mineralisierung organischer Substrate beitragen. Während bei der Mikrobiellen Carbonisierung 9,1 Prozent des ursprünglichen Kohlenstoffgehaltes emittiert werden, sind dies bei der offenen Kompostierung 44,9 Prozent. Letzteres entspricht etwa dem fünffachen dessen, was infolge des Behandlungsprozesses aus den Substraten der Mikrobiellen Carbonisierung an Kohlenstoff emittiert wird.

Für die Bewertung der Gesamtbelastungen der Umwelt ist es jedoch erforderlich, die Art der Emissionen sowie die prozessbedingte Emissionen durch die Energiebereitstellung mit zu berücksichtigen. Hierzu werden die in den Kohlenstoffbilanzen dargestellten Gehalte an Kohlenstoffdioxid und Methan herangezogen und in CO<sub>2</sub>-Äquivalente umgerechnet sowie die erforderlichen Energieverbräuche in Form von CO<sub>2</sub>-Äquivalenten berücksichtigt. Tabelle 23 stellt die Gesamtemissionen der Mikrobiellen Carbonisierung und der offenen Kompostierung je Megagramm Bioabfall dar und vergleicht diese mit Literaturwerten für die offene Kompostierung nach VOGT et al. (2002). Es wird deutlich, dass das Verfahren der Mikrobiellen Carbonisierung im Hinblick auf die Gesamtemissionen Vorteile im Vergleich zur offenen Kompostierung mit sich bringt. Im Vergleich zu den Werten von VOGT et al. (2002) sind die Gesamtemissionen nur etwa halb so hoch. Im Vergleich zu den parallel durchgeführten offenen Kompostierungsversuchen sogar nur etwa ein Fünftel so hoch. Hierbei ist anzuführen, dass für die Berechnung der Gesamtemissionen die Lachgasemissionen nicht berücksichtigt sind, da diese nicht untersucht wurden. Die Diskrepanz zwischen den Ergebnissen der Literaturwerte und den eigenen Kompostversuchen zur offenen Kompostierung gehen ursächlich auf die höheren Methankonzentrationen über den Kompostversuchsmieten zurück, die Folge der angepassten Betriebsführung im kleintechnischen Maßstab sind.

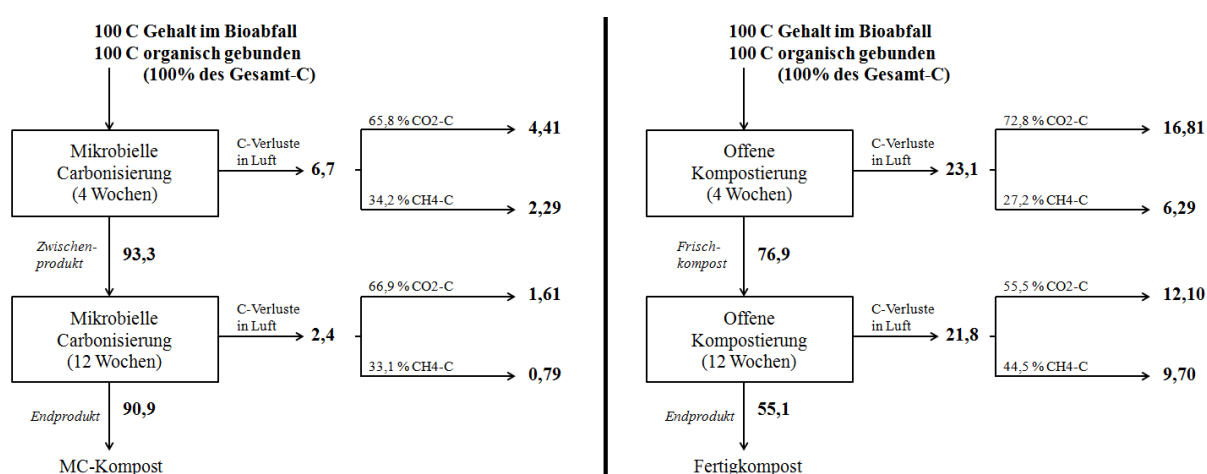


Abb. 62: Kohlenstoffbilanz von Mikrobieller Carbonisierung (links) und Kompostierung (rechts)

**Tab. 23: Vergleich der Emissionen zwischen Mikrobieller Carbonisierung und offener Kompostierung**

	Testreihen Mikrobielle Carbonisierung	Testreihen offene Kompostierung	nach Literaturwerte aus VOGT et al. (2002)
Kohlenstoffgehalt Bioabfall [kg/Mg]	267,5	267,5	267,5
Kohlenstoffabbau zu CO <sub>2</sub> [%]	6,00	28,92	56,65
Kohlenstoffabbau zu CH <sub>4</sub> [%]	3,07	15,99	1,79
Emission aus Rotteprozess je Mg Bioabfall [kg CO <sub>2</sub> -Äq.]	332,809	1.709,147	715,232
Emission aus Energieverbrauch je Mg Bioabfall [kg CO <sub>2</sub> -Äq.]	11,342	18,470	18,470
Gesamtemissionen je Mg Bioabfall [kg CO <sub>2</sub> -Äq.] ohne N <sub>2</sub> O-Emissionen	<b>344,151</b>	<b>1.727,617</b>	<b>733,702</b>

Neben den Treibhausgasen, die eine globale Wirkung haben, sind die verfahrensbedingten Geruchsemissionen für die nähere Anlagenumgebung von herausragender Bedeutung. Zu Beurteilung dieser Emissionen werden die in Kapitel 4.2 dargestellten Schwefelwasserstoffkonzentration und die in Kapitel 4.3.1 angeführten Substrateigenschaften herangezogen. Aus diesen Analysen wird deutlich, dass die Schwefelwasserstoffkonzentrationen über den Versuchsmieten im Mittel bei der offenen Kompostierung etwa doppelt so hoch sind wie bei der Mikrobiellen Carbonisierung. Am Anfang des Behandlungsprozesses werden auf Grund der Umsetzungsvorgänge vereinzelt fünffach erhöhte Konzentrationen bei der offenen Kompostierung beobachtet. Eine Betrachtung der Ammoniak-Emissionen, die unter Zuhilfenahme der Mietentemperaturen, der pH-Werte und der Ammoniumkonzentration mittels Gleichung 22 nach HOBIGER (1996) berechnet werden, zeigen vergleichbare Ergebnisse wie die Schwefelwasserstoffanalysen. Abbildung 63 ist zu entnehmen, dass die Ammoniak-Stickstoffgehalte bei den offen kompostierten Versuchsmieten 23 und 26 deutlich über den Ergebnissen der mikrobiell karbonisierten Versuchsmieten 22 und 24 liegen. Die Ammoniak-Konzentrationen sind bei den untersuchten Testmieten die mittels offener Kompostierung behandelt wurden, um das Doppelte bis Siebenfache höher als bei der Mikrobiellen Carbonisierung. Dieser Sachverhalt führt zu signifikant geringeren Geruchsbelastungen in der Umgebung mikrobiell karbonisierter Mieten. Organoleptische Stichprobenuntersuchungen bestätigen diese These.

$$NH_3 = \frac{0,94412 \cdot NH_4}{1 + 10^{\left(0,0925 + \frac{2728,795}{t+273,15}\right) - pH}} \quad (22)$$

NH<sub>3</sub> - Ammoniakanteil [mg/l]  
NH<sub>4</sub> - Gesamt-Ammonium-Gehalt [mg/l]  
pH - pH-Wert  
t - Mietentemperatur [°C]

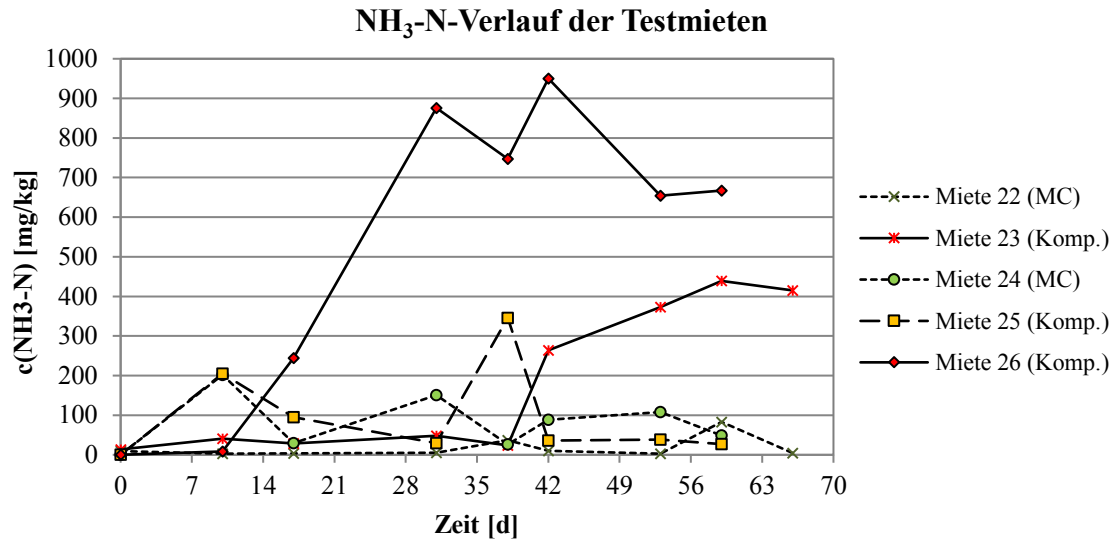


Abb. 63: NH<sub>3</sub>-N-Verlauf ausgewählter Versuchsmieten

Im Vergleich zu den gasförmigen Emissionen bestehen ebenfalls evidente Unterschiede bezüglich flüssiger Emissionen in Form von Perkolat oder Sickerwasser zwischen offener Kompostierung und Mikrobieller Carbonisierung. Während bei der offenen Kompostierung im Verlauf des Behandlungsprozesses Sickerwasser austreten, sind diese bei der Mikrobiellen Carbonisierung nicht festzustellen. Dies kann damit begründet werden, dass die mikrobiell karbonisierten Substrate auf Grund ihres höheren Kohlenstoffgehaltes ein signifikant höheres Wasserhaltevermögen im Vergleich zu den mineralisierten Komposten aufweisen.

## 6 Ökonomische Bewertung der Mikrobiellen Carbonisierung

Neben der ökologischen Bewertung des Verfahrens der Mikrobiellen Carbonisierung soll im folgenden Kapitel eine ökonomische Bewertung folgen. Hierfür wird die Annahme getroffen, dass sämtliche betrachtete Anlagen eine Verarbeitungskapazität von 10.000 Jahrestonnen aufweisen. Als Vergleichswerte dienen dabei Daten von EDELMANN et al. (2001) und VOGT et al. (2002). Die von EDELMANN et al. (2001) angegebenen Daten wurden von Schweizer Franken in Euro mit dem Wechselkurs von 1,50 CHF zu 1,00 EUR umgerechnet, da dieser in den Ausführungen ebenfalls Berechnungsgrundlage war. Gewinnansprüche und Rückstellungen (Zinsentwicklung, Teuerung, etc.) bleiben bei der Kalkulation unberücksichtigt, sodass lediglich die normierten Kosten für die Verarbeitung eines Megagramms biogenen Abfalls ohne Risiko- und Gewinnmarge verglichen werden. Für die Bau- und Betriebskostenrechnung werden die in Tabelle 24 getroffenen Annahmen zugrundegelegt.

**Tab. 24: Zusammenfassung der Annahmen der Bau und Betriebskostenrechnung**

Annahmen für die Investitions- und Betriebskostenrechnung	
Verarbeitungskapazität	10.000 Jahrestonnen
Landpreis	20 € pro m <sup>2</sup>
Platzbefestigung: 1 m <sup>2</sup> dichter Platz	100 € pro m <sup>2</sup> asphaltiert
Arbeitskosten	35,00 € je h; bei Umsatzrate von 300 m <sup>3</sup> /h bzw. 200 Mg/h
Kapitalverzinsung	Zinssatz 5% von 60% des Neuwertes bei 100% Fremdkapital
Abschreibung linear	Mobile Maschinen 20 % pro Jahr
	Stationäre Maschinen 10% pro Jahr
	Bauteile (Platz, Hallen, Becken etc.) 4% pro Jahr
Reparaturen, Wartung und Unterhalt	1% der Bau-, 2 % der Maschineninvestitionen
Feuerversicherung	0,4% der Investitionssumme
Betriebsstoffe	Kraftstoff (1,30 €/l)
	Elektrischer Energie (0,20 €/kWh)
	EEG-Vergütung (0,16 €/kWh)
	Wasser (1,735 €/m <sup>3</sup> , nach ZfK, 2012)
	Abwasser (Annahme: 4,00 €/m <sup>3</sup> )
	Gesteinsmehl (Litharenit) (5,00 €/Mg)
	Inokulationslösung (5,00 €/m <sup>3</sup> )

Ergänzt werden diese Annahmen um die von VOGT et al. (2002) beschriebenen Betriebsmitteleinsätze der Behandlungsverfahren. Für das Verfahren der Mikrobiellen Carbonisierung wird der tatsächliche Betriebsmitteleinsatz herangezogen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass auf Grund des veränderten Betriebes im Vergleich zur offenen Kompostierung, sowohl ein geringerer Flächenbedarf besteht als auch ein geringerer Verbrauch an Betriebsstoffen wie Wasser und Kraftstoff erfolgt. Dies basiert auf der Gegebenheit, dass die Abfälle bei der Mikrobiellen Carbonisierung lediglich 5 mal bewegt werden im Gegensatz zu 18 Bewegungsvorgängen bei der offenen und geschlossenen Kompostierung. Die 5 Bewegungsvorgänge resultieren aus der Materialannahme, -aufbereitung und Endproduktkonditionierung und sind vergleichbar mit den Verfahrensschritten der aeroben Behandlung mittels Kompostierung. Es wird bei der Mikrobiellen Carbonisierung auf Grund des Verzicht von Materialumsetzungen zur Belüftung im Vergleich zur offenen Kompostierung etwa ein Drittel weniger Fläche benötigt, das geringere Aufwendungen zur Bodenabdichtung



und Asphaltierung nach sich zieht.

Die Betriebsmitteleinsätze der Verwertungsverfahren sind in Tabelle 25 angeführt. In diesem Kontext ist zu erwähnen, dass für das Verfahren der hydrothermalen Carbonisierung keine detaillierte Berechnung vorgenommen wird, sondern lediglich auf Angaben eines Herstellers zurückgegriffen wird. Dies ist zum einen der Tatsache geschuldet, dass nur wenige Anlagen in Betrieb sind und zum anderen Betriebsmitteleinsätze nicht dezidiert aufgelistet werden. Als Grundlage zur Bemessung der Behandlungskosten durch die hydrothermalen Carbonisierung dient die Angabe von 45 Euro je Megagramm Abfall von BUTTMANN (2011).

**Tab. 25: Betriebsmitteleinsatz unterschiedlicher Behandlungsverfahren [ergänzt nach VOGT et al., 2002]**

	Energieverbrauch (kWh <sub>el</sub> /Mg Abfall)	Energieverbrauch (kWh <sub>th</sub> /Mg Abfall)	Energiegewinn (kWh <sub>el</sub> /Mg Abfall)	Energiegewinn (kWh <sub>th</sub> /Mg Abfall)
Nassvergärung (einstufig, mesophil)	33,0	150,0	163,2	304,7
Trockenvergärung (einstufig, thermophil)	80,0	90,0	148,7	277,7
Geschlossene Kompostierung	53,5	-	-	-
Offene Kompostierung	19,2	-	-	-
Mikrobielle Carbonisierung	11,9	-	-	-
	Wasserverbrauch (m <sup>3</sup> /Mg Abfall)	Abwasser (m <sup>3</sup> /Mg Abfall)	Sonstige Einsatzstoffe (kg/Mg Abfall)	Kosten Einsatzstoffe (€/Mg bzw. m <sup>3</sup> )
Nassvergärung (einstufig, mesophil)	bis 3,500	-	Flockungsmittel: 2,3	
Trockenvergärung (einstufig, thermophil)	0,300 bis 0,500	0,013	Flockungsmittel: 2,3	
Geschlossene Kompostierung	0,188	0,165	-	
Offene Kompostierung	0,270	0,023	-	
Mikrobielle Carbonisierung	0,102	-	Gesteinsmehl: 20,0 Inokulum (Lsg.): 2,0	1,00 + Transport 4,00 5,00

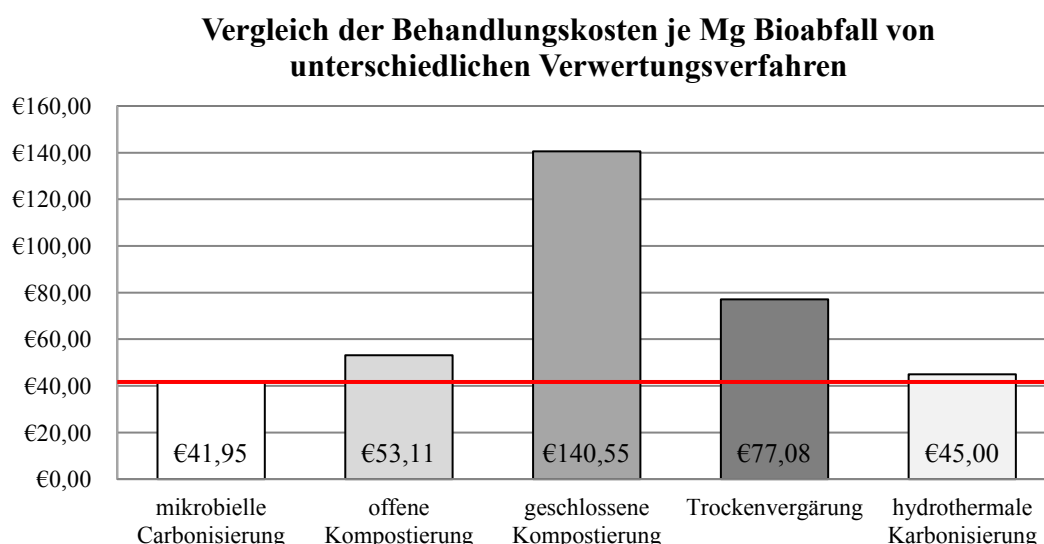
Tabelle 26 fasst die Kosten der herangezogenen Verfahren zusammen. Die Behandlungskosten wurden dabei ermittelt für die Mikrobielle Carbonisierung, die offene Kompostierung in Rotteboxen, die geschlossene Kompostierung mit Rottekanälen und automatisierten Belüftungs- und Umsetzungssystemen und die Trockenvergärung mit anschließender Nachkompostierung. Bei der Trockenvergärung ist zu berücksichtigen, dass die Einnahmen durch die EEG-Einspeisevergütung bei der Kalkulation berücksichtigt werden. Auf die Betrachtung der Pyrolyse sowie der Verbrennung wird verzichtet, da hierbei keine Bodenhilfsstoffe produziert werden.

Tab. 26: Vergleich der Behandlungskosten (€/Mg Abfall) unterschiedlicher Verfahren für eine Anlagenkapazität von 10.000 Mg/a

	Verbrauch	Kosten mikro. Carbonisierung (€/Mg Abfall)	Verbrauch	Kosten offene Kompostierung (€/Mg Abfall)	Verbrauch	Kosten Kompostierung (€/Mg Abfall)	Verbrauch	Kosten vergärung (€/Mg Abfall)	Trocken-
Energie:									
- Kraftstoff (l Diesel/Mg Abfall; 1,30 €/l)	3,41 <sup>1</sup>	4,43 €	5,61 <sup>1</sup>	7,29 €	3,41 <sup>1</sup>	4,43 €	2,21 <sup>1</sup>	2,87 €	
- Elektrischer Anschluss (kWh <sub>el</sub> /Mg Abfall; 0,20 €/kWh)	0,51 <sup>1</sup>	0,10 €	0,51 <sup>1</sup>	0,10 €	53,51 <sup>1</sup>	10,70 €	80,01 <sup>1</sup>	16,00 €	
- Einnahmen (kWh <sub>el</sub> /Mg; EEG: 0,16 €/kWh)							-148,71 <sup>1</sup>	-23,79 €	
Betriebsstoffe:									
- Wasser (1,735 €/m <sup>3</sup> , nach ZfK, 2012) l/Mg	0,1021 <sup>1</sup>	0,18 €	0,2701 <sup>1</sup>	0,47 €	0,1881 <sup>1</sup>	0,33 €	0,4001 <sup>1</sup>	0,69 €	
- Abwasser (Annahme: 4,00 €/m <sup>3</sup> ) l/Mg	-	-	0,0231 <sup>1</sup>	0,09 €	0,1651 <sup>1</sup>	0,66 €	0,0131 <sup>1</sup>	0,05 €	
- Gesteinsmehl (Litharenit) (5,00 €/Mg)	0,021 <sup>1</sup>	0,11 €							
- Inokulationslösung (5,00 €/m <sup>3</sup> )	0,0021 <sup>1</sup>	0,01 €							
Personal:									
(35,00 €/je h; Umsatz 300 m <sup>3</sup> /h bzw. 200 Mg/h)	Umsetzzahl: 5	0,88 €	Umsetzzahl: 18	3,15 €	Umsetzzahl: 5	0,88 €	Umsetzzahl: 9	1,58 €	
Betriebskosten:									
Investitionskosten für Anlage mit 10.000Mg/a		5,70 €		11,11 €		17,00 €		-2,60 €	
- Grundstückserwerb (20 €/m <sup>2</sup> )	200.000,00 €		300.000,00 € <sup>2</sup>		220.000,00 € <sup>2</sup>		100.000,00 € <sup>2</sup>		
- Bodenabdichtung, Asphaltierung (100 €/m <sup>2</sup> )	650.000,00 €		1.300.000,00 € <sup>2</sup>		450.000,00 € <sup>2</sup>		150.000,00 € <sup>2</sup>		
- Bau (Betriebsstätte, Halle bzw. Fermenter)	1.333.335,00 € <sup>2</sup>		1.333.335,00 € <sup>2</sup>		6.666.670,00 € <sup>2</sup>		2.033.335,00 € <sup>2</sup>		
- Stationäre Maschinen (Magnetabscheider (+ Sieb, Zerkleinerungsaggregat))	133.335,00 € <sup>2</sup>		133.335,00 € <sup>2</sup>		3.933.335,00 € <sup>2</sup>		3.413.335,00 € <sup>2</sup>		
- Mobile Maschinen (Radlader, Trommelsieb, Zerkleinerungsaggregat)	666.670,00 € <sup>2</sup>		666.670,00 € <sup>2</sup>		100.000,00 € <sup>2</sup>		333.335,00 € <sup>2</sup>		
Abschreibung:									
- Bau (über 25 Jahre)	79.333,40 € <sup>2</sup>	7,93 €	105.333,40 € <sup>2</sup>	10,53 €	284.666,80 € <sup>2</sup>	28,47 €	87.333,40 € <sup>2</sup>	8,73 €	
- Stationäre Maschinen (über 10 Jahre)	13.333,50 € <sup>2</sup>	1,33 €	13.333,50 € <sup>2</sup>	1,33 €	393.333,50 € <sup>2</sup>	39,33 €	341.333,50 € <sup>2</sup>	34,13 €	
- Mobile Maschinen (über 5 Jahre)	133.334,00 € <sup>2</sup>	13,33 €	133.334,00 € <sup>2</sup>	13,33 €	20.000,00 € <sup>2</sup>	2,00 €	66.667,00 € <sup>2</sup>	6,67 €	
Kapitalzinsen (Zinssatz 5% von 60% des Neuwertes bei 100% Fremdkapital)	89.500,20 € <sup>2</sup>	8,95 €	112.000,20 € <sup>2</sup>	11,20 €	341.100,15 € <sup>2</sup>	34,11 €	180.900,15 € <sup>2</sup>	18,09 €	
Wartung und Instandsetzung (1% der Bau-, 2% der Maschineninvestitionen)	35.833,45 € <sup>2</sup>	3,58 €	42.333,45 € <sup>2</sup>	4,23 €	151.833,40 € <sup>2</sup>	15,18 €	96.766,75 € <sup>2</sup>	9,68 €	
Versicherung (0,4% der Investitionssumme)	11.133,36 € <sup>2</sup>	1,11 €	13.733,36 € <sup>2</sup>	1,37 €	44.600,02 € <sup>2</sup>	4,46 €	23.720,02 € <sup>2</sup>	2,37 €	
Jährliche Investitionskosten (fix)		36,25 €		42,01 €		123,55 €		79,67 €	
Behandlungskosten (gesamt)		41,95 €		53,11 €		140,55 €		77,08 €	

<sup>1</sup> Daten aus Tabelle 25 berechnet nach VOGT et al. (2002)<sup>2</sup> Daten nach EDELMANN et al. (2001) umgerechnet in EUR (1 EUR = 1,5 CHF)

Auf Basis der in Tabelle 26 vorgenommenen Kalkulation ergeben sich für die betrachteten Verfahren Behandlungskosten wie in Abbildung 64 dargestellt. Die Mikrobielle Carbonisierung stellt dabei das monetär attraktivste Verfahren dar, mit Behandlungskosten von etwa 42 Euro je Megagramm Bioabfall. Das teuerste Verfahren stellt nach obiger Berechnung die geschlossene Kompostierung, mit Behandlungskosten von etwa 140 Euro je Megagramm, dar. Hierbei ist jedoch zu erwähnen, dass vereinzelt günstigere Varianten der eingehausten Kompostierung bestehen, die allerdings einen weniger hohen Automatisierungsgrad und weniger Flexibilität in der Rottebewirtschaftung aufweisen [EDELMAHN et al., 2001]. Generell lassen sich bei sämtlichen Verfahren Kosten in Höhe von 15 bis 20 Prozent einsparen, sobald eine vollständige Abschreibung der baulichen Investitionen erfolgt ist. Dies gilt insbesondere für die offenen und geschlossenen Kompostierungsanlagen, die auf Grund ihres langjährigen Einsatzes bereits größtenteils abgeschrieben sind. So sinken die Behandlungskosten für die geschlossene Kompostierung nach STEINFELDT et al. (2002) auf etwa 87 Euro je Megagramm Bioabfall, dass sich mit den in Tabelle 26 dargestellten Kalkulationen nachvollziehen lässt. Ungeachtet dieses Aspektes bleibt das Verfahren der Mikrobiellen Carbonisierung im Hinblick auf ökonomische Aspekte das wirtschaftlichste Behandlungsverfahren für biogene Reststoffe.



**Abb. 64:** Verfahrensvergleich der Behandlungskosten (€/Mg Abfall) bei einer Abfallmenge von 10.000 Mg/a

### 7 Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen

Die derzeit etablierten Verfahren zur Verwertung von organischen Reststoffen sind die Kompostierung und die Vergärung, wobei die Kompostierung den deutlich größeren Marktanteil bei der biologischen Behandlung organischer Reststoffe einnimmt [ZENTNER, 2009]. Eine Alternative zur Kompostierung stellt das Verfahren der Mikrobiellen Carbonisierung dar.

Die Untersuchungen zeigen, dass das Verfahren der Mikrobiellen Carbonisierung geeignet ist, unter angepassten Prozessbedingungen, kohlenstoffreichere und gütegesicherte Endsubstrate zu erzeugen. Hierbei ist jedoch eine Vielzahl an Ausgangsbedingungen einzuhalten. So zeigen die durchgeführten Versuchsreihen, dass es sinnvoll ist, eine Mietenhöhe von 1,80 bis 2,50 Meter einzustellen, sowie bei dem Mietenaufbau ein niedriges Oberflächen/Volumen-Verhältnis ( $< 1,0$ ) zu gewährleisten. Letzteres kann durch den Aufbau von Tafelmieten sichergestellt werden, die seitlich durch Spund- oder Betonwänden eingekapselt sind. Das Abdecken mit Flies oder Folien hingegen hat negative Auswirkungen auf den Prozessverlauf gezeigt und führt zu einem übermäßigen Wasserverlust in den Randzonen während des Umsetzungsprozesses sowie einem verminderten Gasaustausch mit der Umgebung. Das Auftragen von Gesteinsmehl zeigt einen positiven Effekt, führt jedoch zu einer Verlangsamung des biologischen Umsetzungsprozesses. Die Abdeckung mit stark zerkleinertem Grünschnitt erweist sich genauso wie das Rückverdichten der Mietenoberfläche als praktikabler Lösungsansatz.

Als besonders relevant für den biologischen Umsetzungsfortschritt und den Umsetzungsverlauf sind neben der Mietengeometrie die Aufbereitung der Ausgangssubstrate sowie eine optimale Substratzusammensetzung. Als optimales Verhältnis der Substratzusammensetzung haben sich die Mischungen aus 65 Masse-% struktur- und ligninreichen Substraten (z.B. Grünschnitt, Stroh) und 35 Masse-% strukturschwachen und leicht abbaubaren Substraten (Küchenabfälle, Klärschlamm, Gülle) erwiesen. Hierbei ist darauf zu achten, dass die Ausgangssubstrate einen hohen Frischegrad aufweisen, da andernfalls eine Biozönose ausgebildet und etabliert ist, die den Prozess und das Ergebnis der Mikrobiellen Carbonisierung negativ beeinflussen können. Die Inokulation mit ausgewählten Mikroorganismen im Verlauf der Behandlung kann, infolge von stark angefaulten Material, somit unwirksam werden. Darüber hinaus ist es empfehlenswert ein bis zwei Prozent Gesteinsmehl aus Litharenit bezogen auf die Frischmasse einzumischen, da dieses sowohl als Ionentauscher als auch Kohlenstoffbinder fungiert.

Die Korngröße der Ausgangssubstrate sollte auf 60 mm eingestellt werden, da so die spezifische Oberfläche für die Umsetzung der Organik groß genug ist, die Schuttdichte aber gleichzeitig nicht zu kompakt wird, sodass der Stofftransport über die Gasphase innerhalb der MC-Mieten erfolgen kann.

Der Ausgangswassergehalt der Substratmischung sollte innerhalb des Bereiches von 45 bis 55 Masse-% liegen. Dieser Wassergehalt sollte während des Prozesses sichergestellt werden, da andernfalls veränderte Prozessbedingungen vorherrschen, die den Prozess der Mikrobiellen Carbonisierung hemmen. In niederschlagreichen Regionen empfiehlt es sich daher die Tafelmieten zu überdachen, wobei ein Gasaustausch mit der Umgebung zu gewährleisten ist.

Bei zu hohen Wassergehalten der Ausgangssubstrate ist es empfehlenswert, die Organik vor der Behandlung kurzzeitig flächig auszubreiten, wobei auf eine geringe Schütthöhe (< 30 cm) zu achten ist, um das exponentielle Wachstum prozesstechnisch unerwünschter Mikroorganismen zu vermeiden. Ein aktives Belüften oder Umsetzen der Substrate im Verlauf der Mikrobiellen Carbonisierung ist auszuschließen.

Im Hinblick auf die gewerbliche Verfahrensanwendung war die Nachweisführung über die Hygienisierung der Ausgangssubstrate zu erbringen. Die vorliegenden Untersuchungen und Ergebnisse zeigen, dass ein vollständiger Nachweis der Hygienisierung der organischen Abfälle nach achtwöchiger Behandlung erreicht wird. Hieraus leitet sich die Mindestbehandlungsdauer der Ausgangssubstrate ab, die nicht zu unterschreiten ist. Aufgrund der oben beschriebenen Möglichkeit, dass bestimmte Rahmenbedingungen die Behandlungsdauer erhöhen können, ist es zu empfehlen, eine Behandlungsdauer von 12 Wochen zu gewährleisten, damit die Substrate vollständig und gütegesichert hygienisiert sind. Diese Angabe stützt sich auf die in Kapitel 4.1. beschriebenen diffusen weißen Rasterungen innerhalb der MC-Mieten, die im Verlauf der Mikrobiellen Carbonisierung durch das Substrat der Tafelmiete von oben nach unten schreiten und nach zwölfwöchiger Behandlung in der Regel den unteren Bereich der Tafelmiete erreicht haben. Der untere Bereich (10-30 cm) der MC-Mieten wird durch eine Milchsäuregärung hygienisiert. Dieser Hygienisierungsschritt wird unter anderem in den Ausführungen von CHUNG & GOEPFERT (1970), ROSSO et al. (1997), SOMMER (2003), KIRCHGESSNER et al. (2008) sowie HEINZE & RAU (2011) für unterschiedliche Pathogene Keime beschrieben.

Ungeachtet dessen besteht weiterhin ein Konflikt mit geltenden rechtlichen Vorgaben, da Prozessparameter wie etwa der Temperaturverlauf verfahrensbedingt nicht eingehalten werden. Dies erfordert im Einzelfall bei der industriellen Abfallverwertung eine Sondergenehmigung oder einer generellen legislativen Anpassung, da aktuell lediglich die physikalischen Hygienisierungsfaktoren von Temperatur und Zeit rechtlich berücksichtigt werden. Chemische Faktoren wie die Hygienisierung über Zwischen- und Endprodukte des anaeroben Stoffwechsels oder biologische Faktoren wie starker Konkurrenzdruck der umgebenden Mikroflora bleiben aktuell rechtlich unberücksichtigt.

Die Vorschaltung einer aeroben Behandlungsstufe zur Einhaltung der Bioabfallverordnung ist aus prozesstechnischen Gründen abzulehnen, da hierbei leichtverfügbare Biomasse, die für den Prozess der Mikrobiellen Carbonisierung erforderlich ist, abgebaut wird und darüber hinaus eine für die Mikrobielle Carbonisierung ungeeignete Biozönose initiiert wird [WITTE, 2013a]. Die Nachschaltung einer Hygienisierungsstufe ist aus ökonomischen sowie ökologischen Gründen ungeeignet. Bei der Konfektionierung des MC-Kompostes mittels Pelletieren sind Additive einzumischen, welche die Substrateigenschaften stark negativ beeinflussen können. Das Dämpfen der MC-Komposte würde mit einem hohen energetischen Aufwand einhergehen, der die ökonomischen Vorteile der Mikrobiellen Carbonisierung aufzehren würde.

Neben den bereits beschriebenen stofflichen Substrateigenschaften bietet das Verfahren der Mikrobiellen Carbonisierung weitere Vorteile gegenüber einer konventionellen offenen Kompostierung. So zeigen die Untersuchungen, dass bei der Mikrobiellen Carbonisierung geringere Emissionen im Verlauf des Umsetzungsprozesses an die Atmosphäre abgegeben werden und somit die direkte Umgebung geringeren Geruchsbelastungen unterliegt.

Darüber hinaus bietet das Verfahren gegenüber anderen Verwertungstechnologien auf Grund

seiner technischen Einfachheit nennenswerte ökonomische Vorteile. Die Verfahrenskosten liegen bei 42 Euro je Megagramm Abfall und sind damit deutlich unter den nächst günstigeren der offenen Kompostierung mit etwa 53 Euro je Megagramm Abfall (vgl. Kap. 6). Der beschriebene Anbauversuch von Mais (vgl. Kap. 4.3) deutet des Weiteren darauf hin, dass signifikante Mengen an mineralischen Düngemitteln substituiert werden können, um einen vergleichbaren Ertrag zu erzielen.

### 8 Ausblick

Um den in Kapitel 7 angedeuteten Mehrwert der MC-Kompostanwendung zu verifizieren, sind Studien zur Bestimmung der Langzeitwirkung auf landwirtschaftlichen Flächen unerlässlich. Hierbei sollte insbesondere die festgestellte Depotwirkung in Bezug auf den festgelegten Kohlenstoff sowie die Nährstoffbereitstellung der MC-Komposte untersucht werden. Des Weiteren sollte bestimmt werden, wie stabil die MC-Komposte sind und ob sie einen nachhaltigen Beitrag zur Humusreproduktion und -anreicherung leisten können oder lediglich kurzfristig positive Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum zeigen und infolge dessen nahezu vollständig desintegriert werden.

Über einen längeren Zeitraum angelegte Feldversuche könnten darüber hinaus zeigen, ob die von WITTE (2013b) beschriebenen Vorteile der MC-Komposte bezüglich der Phytohygiene wiederzufinden sind und somit signifikante Mengen an Herbiziden, Fungiziden und Insektiziden eingespart werden können.

Für eine vollumfassende Bewertung des Prozesses der Mikrobiellen Carbonisierung ist es des Weiteren sinnvoll, neben den in dieser Arbeit beschriebenen Stickstoffanalysen, eine ergänzende Analytik der Stickstoffemissionen vorzunehmen, um eine vollständige Stickstoffbilanz des Verfahrens aufstellen zu können. Dies war mangels geeigneter technischer Ausstattung im Rahmen dieser Arbeit nicht zu erbringen.

Ebenfalls sehr hilfreich zum Verständnis der genauen Umsetzungsprozesse der Mikrobiellen Carbonisierung mit dessen einzelnen Prozessschritten, wäre eine detaillierte Analyse der Zwischenprodukte sowie der damit einhergehenden Populationsdynamik der Mikroorganismen. Dies würde zum einen erklären über welche Wirkungspfade die Hygienisierung erfolgt, zum anderen könnte so gezeigt werden ab welchem Zeitpunkt die größte Substratstabilität erreicht wird.

Wie bereits im vorherigen Kapitel beschrieben besteht ein rechtlicher Klärungsbedarf, ob das Verfahren der Mikrobiellen Carbonisierung überhaupt marktgängig ist. Auf Basis der vorliegenden Untersuchungen erfüllt das Verfahren die Vorgaben der Bioabfallverordnung bezüglich der Phyto- und Seuchenhygienetests, obwohl die Vorgaben im Hinblick auf die Temperaturführung nicht eingehalten werden. Hieraus ergibt sich die Notwendigkeit von Sondergenehmigungen einzelner Anlagen. Dieser komplizierte Vorgang könnte vermieden werden, indem neben den physikalischen auch chemische und biologische Hygienisierungsfaktoren zugelassen würden. Hieraus würde sich jedoch der Bedarf ableiten, dass für die beiden letztgenannten Faktoren ebenfalls feste und nachvollziehbare Prüfkriterien definiert werden.

Da die physikalischen Hygienisierungsfaktoren (Temperatur, Zeit) auch bei Einhaltung der gesetzlichen Vorgaben alleine nicht eine vollständige Hygienisierung der Bioabfälle garantieren, zeigen die Ergebnisse aus Kapitel 4.3.2 sowie die Ausführungen von IDELMANN (2005). IDELMANN (2005) beschreibt die Möglichkeit die Prüfung der Hygienisierung anhand von Tomatensamen mit geringem Samenfeuchtegehalt (6,5 bis 7,5 %), gemäß den bisherigen Vorgaben der Bioabfallverordnung, vorzunehmen, wodurch die übrigen Testverfahren

gleichzeitig mit abgedeckt würden. Dies hätte den Vorteil, dass auch mit einfachen Mitteln eine Hygienisierungsleistung bewertet werden könnte. Ungeachtet dieses Vorschlages wären jedoch auch weitere Möglichkeiten denkbar, die allerdings erst zu erarbeiten sind.



### 9 Zusammenfassung

Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen sollten zeigen, ob das Verfahren der Mikrobiellen Carbonisierung ein alternatives Behandlungsverfahren zur Anhebung der Kohlenstoff- und Nährstoffgehalte von Kompost ist und sich Emissionen einsparen lassen. Hierzu wurde das Verfahren der Mikrobiellen Carbonisierung einer offenen Kompostierung in verschiedenen Versuchsreihen gegenübergestellt, in denen neben Prozessbedingungen auch die Substrateigenschaften untersucht wurden.

Die Untersuchungen zeigen, dass die Endsubstrate der Mikrobiellen Carbonisierung eine hohe Kohlenstoffeffizienz von etwa 90 Prozent aufweisen. Aerob behandelte Reststoffe weisen im Gegensatz dazu eine Kohlenstoffeffizienz von 40 bis 60 Prozent auf. In diesem Kontext ist jedoch zu berücksichtigen, dass die MC-Komposte nach etwa einem halben Jahr an Stabilität einbüßen und langsam beginnen weiter zu mineralisieren. Dieser Depoteffekt ist, bei richtiger Ausnutzung und Anwendung der MC-Komposte, allerdings für ein stärkeres Pflanzenwachstum von Vorteil. Darüber hinaus gehen die höheren Kohlestoffgehalte der MC-Komposte im Vergleich zu konventionellen Komposten mit einem höheren Wasserhaltevermögen einher, das insbesondere in niederschlagsarmen Regionen günstig sein kann.

In Bezug zu den übrigen Nährstoffen, insbesondere Stickstoff, Phosphor und Schwefel konnten keine signifikant höheren Konzentrationen in den MC-Komposten im Vergleich zu den konventionell erzeugten Komposten festgestellt werden. Einzig der Anteil an Ammonium-Stickstoff und Nitrat-Stickstoff als lösliche Bestandteile am Gesamtstickstoff waren erhöht. Dies kann den Vorteil einer verbesserten Düngewirkung mit sich bringen, birgt jedoch auch bei falscher Ausbringung der Endsubstrate das Risiko einer höheren Grundwasser- und Gewässerbelastung.

Die durchgeführten Versuchsreihen zeigen überdies, dass die Emissionen bei der Mikrobiellen Carbonisierung im Vergleich zur offenen Kompostierung signifikant geringer sind. Dies kann auf den geringeren Mineralisierungsgrad der MC-Komposte zurückgeführt werden, da bei der Mikrobiellen Carbonisierung im Gegensatz zur Kompostierung keine aktive Belüftung oder mechanische Umsetzung der Substrate stattfindet. Gleichzeitig sinken hierdurch auch unerwünschte Beeinträchtigungen der Umgebung durch Gerüche. Des Weiteren ist der technische und apparative Aufwand bei der Mikrobiellen Carbonisierung geringer als bei der offenen Kompostierung.

Darüber hinaus sollte im Rahmen dieser Arbeit die Frage beantwortet werden, ob mikrobiell karbonisierte Komposte gütegesichert sind und einen Beitrag zur Steigerung von Erträgen leisten können. Die Untersuchungen zeigen, dass die Schwermetallgrenzwerte insbesondere bei den MC-Komposten sowohl die Bioabfallverordnung, als auch die Düngemittelverordnung nahezu immer einhalten. Hinsichtlich der Seuchen- und Phytohygiene sind die MC-Substrate nach einer achtwöchigen Behandlung als unbedenklich anzusehen und halten die Vorgaben der Bioabfallverordnung bezüglich der Prüfkriterien und Indikatororganismen ein. Aus Vorsorgegründen wird jedoch eine zwölfwöchige Behandlung empfohlen, da die physikalischen Hygienisierungsfaktoren der Bioabfallverordnung, im speziellen die

Temperaturführung, nicht eingehalten werden. Dies ist im Wesentlichen auf die mesophilen Prozessbedingungen bei der Mikrobiellen Carbonisierung zurückzuführen. Durch eine Sondergenehmigung des Verfahrens ist jedoch eine Marktfähigkeit gegeben.

Der Pflanzversuch, der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführt wurde, zeigt, dass die Anwendung von MC-Kompost im Vergleich zu konventionellem Kompost Vorteile bringt. So konnte anhand von Maispflanzen gezeigt werden, dass der Biomassezuwachs bei Anwendung von MC-Kompost über dreimal so hoch ist wie bei konventionellem Kompost. Ungeachtet dessen besteht in diesem Bereich ein weiterer Forschungsbedarf. Dies betrifft insbesondere die Erforschung der Humusreproduktion, der Substratstabilität sowie der Langzeitwirkung als Bodenhilfsstoff.

Aus rein ökonomischen Aspekten ist das Verfahren der Mikrobiellen Carbonisierung allen anderen am Markt verfügbaren Technologien überlegen. Die Behandlungskosten betragen etwa 42 Euro je Megagramm Abfall und liegen deutlich unter den kalkulierten 53 Euro der offenen Kompostierung und 77 Euro der Trockenvergärung mit Nachrotte.

## 10 Literaturverzeichnis

Alley, R. B., Berntsen, T., Bindoff, N. L., Chen, Z., Chidthaisong, A., Friedlingsstein, P., Gregory, J. M., Hegerl, G. C., Heimann, M., Hewitson, B., Hoskins, B. J., Joos, F., Jouzel, J., Kattsov, V., Lohmann, U., Manning, M., Matsuno, T., Molina, M., Nicholls, N., Overpeck, J., Qin, D., Raga, G., Ramaswamy, V., Ren, J., Rusticucci, M., Solomon, S., Somerville, R., Stocker, T. F., Stott, P. A., Souffer, R. J., Whetton, P., Wood, R. A., Wratt, D. (2007): Klimaänderung 2007: Wissenschaftliche Grundlagen, Beitrag der Arbeitsgruppe I zum Vierten Sachstandsbericht des Zwischenstaatlichen Ausschusses für Klimafragen (IPCC). Hrsg. Universität Stuttgart, S. 2, Deutschland, Berlin, September 2007.

Antonietti, M. (2009): Wissenschaftliche Grundlagen der hydrothermalen Karbonisierung von Biomasse, Max-Planck-Institut für Kolloid-und Grenzflächenforschung, Deutschland, Potsdam, 2009.

AVV (2012): Verordnung über das Europäische Abfallverzeichnis (Abfallverzeichnis-Verordnung -AVV). Deutschland, Berlin, Februar 2012.

Baier, D., Soyeze, K. (1995): Patentschrift „Kompost“ mit der Nummer DE4322580A1. Deutschland, Berlin, 12.01.1995.

Barrenstein, A., Bartels, U., Böhlefeld, T., Conrady-Pigorsch, R., May, R., Müller, I., Raudschus, M., Schäfer, K. (2006): Merkblatt 54: Vorbereitung von Feststoffproben für chemische Untersuchungen. Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Deutschland, Essen, 2006.

BBodSchG (2012): Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG). Deutschland, Berlin, Februar 2012.

BBodSchV (2012): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). Deutschland, Berlin, Februar 2012.

Beylich, A. (2001): Untersuchungen an Enchytraeiden (Oligochaeta) zum Einfluss von Bodenfeuchte und pH-Wert auf die Toxizität von Schwermetallen im Freiland und in Laborversuchen. Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde des Fachbereichs Biologie, Chemie, Pharmazie der Freien Universität Berlin, S. 18-19, Deutschland, Berlin, 2001.

Bergius, F. (1932): Chemical reactions under high pressure, Nobel Lecture, 1932.

Best, C., Laumann, G., Neu, U., Pazdernik, K., Radunsky, K., Read, B., Tambke, J., Kartschall, K., Mahrenholz, P., Michaelowa, A., Midgley, P., Münzenberg, A., Stocker, T., Thalmann, E. (2007): Klimaänderung 2007: Zusammenfassungen für politische Entscheidungsträger. Vierter Sachstandsbericht des IPCC (AR4), Hrsg. Intergovernmental Panel on Climate Change IPCC, WMO/UNEP, Bern/Wien/Berlin

BGK (2014): Stellungnahme der Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. zur Düngeverordnung (DüV), BR DS 500/04, Internetbeitrag vom 17.08.2004, gefunden am 10.04.2014 9:30 Uhr unter:

[http://www.kompost.de/index.php?id=452&tx\\_ttnews\[tt\\_news\]=164&cHash=7bd4c93818](http://www.kompost.de/index.php?id=452&tx_ttnews[tt_news]=164&cHash=7bd4c93818)

Binner E. (2007): Umwelttage Leoben 2007 vom 18.07.07-19.09.07, Reinhaltverband, Österreich, Leoben, 2007

BioAbfV (2013): Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden (Bioabfallverordnung - BioAbfV). Deutschland, Berlin, Dezember 2013.

Blöhse, D., Lehmann, H.-J., Ramke, H.-G. (2012): Hydrothermale Carbonisierung von organischen Industrieabfällen und Klärschlämmen im halbtechnischen Maßstab, in Müll und Abfall 12/2012, S. 644-653, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. KG, Berlin, 2012.

BMU (2011): Gärtnern ohne Torf schützt Moore und Klima, Bundesministerium für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit, Internetbeitrag vom 04.04.2011, gefunden am 10.07.2012 10:20 Uhr unter: [http://www.bmu.de/tipps\\_der\\_woche/doc/47222.php](http://www.bmu.de/tipps_der_woche/doc/47222.php)

BMU (2012a): Gärtnern ohne Torf schützt Moore und Klima, Bundesministerium für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit, Internetbeitrag vom 23.04.2012, gefunden am 10.07.2012 10:30 Uhr unter: [http://www.bmu.de/tipps\\_der\\_woche/doc/48634.php](http://www.bmu.de/tipps_der_woche/doc/48634.php)

BMU (2012b): Nitratbericht 2012. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, S. 94, Deutschland, Bonn, 2012.

Borrelli, P., Paustian, K., Panagos, P., Jones, A., Schütt, B., Lugato, E. (2015): Effect of Good Agricultural and Environmental Conditions on erosion and soil organic carbon balance: A national case study. Hrsg. Elsevier, Land Use Policy 50 (2016) S. 408-421, November 2015.

Bottone, E.J., Peluso, R.W. (2003): Production by *Bacillus pumilus* (MSH) of an antifungal compound that is active against *Mucoraceae* and *Aspergillus* species: preliminary report. *Journal of Medical Microbiology* 52(1), Großbritannien, London, 2003, S. 69-74.

Bouraoui, F., Grizzetti, B., Aloe, A. (2009). Nutrient discharge from rivers to seas for year 2000, S. 79 ff, EUR 24002 EN. European Commission, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg

Brandt, P. (2009): Die „Hydrothermale Carbonisierung“: eine bemerkenswerte Möglichkeit, um die Entstehung von CO<sub>2</sub> zu minimieren oder gar zu vermeiden?, Hrsg. Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, 4 (2009), S. 151 – 154, Birkhäuser Verlag, Schweiz, Basel, 2009.

Brunotte J, Busch M, Brandhuber R, Breitschuh T, Bug J, Chappuis A von, Fröba N, Henke W, Honecker H, Höppner F, List M, Mosimann T, Ortmeier B, Schmidt W, Schrader S, Vorderbrügge T, Weyer T (2015): Gute fachliche Praxis - Bodenbewirtschaftung und Bodenschutz. 2. Aufl., AID, Deutschland, Bonn, 2015.

- Businesswire (2012): AVA-CO2 beruft den Branchen-Experten Söhnke Neumann zum Chief Sales Officer. Artikel vom 17.09.2012, gefunden am 24.02.2014 in:  
<http://www.businesswire.com/news/home/20120917005638/de/#.UwsSUs4z3ZA>
- Buttmann, M. (2011): Biokohle aus Klärschlamm durch Hydrothermale Karbonisierung (HTC) und dezentrale Verstromung, TerraNova Energy, 2011.
- Carvalhais, N., Forkel, M., Khomik, M., Bellarby, J., Jung, M., Migliavacca, M., MingquanMu, Saatchi, S., Santoro, M., Thurner, M., Weber, U., Ahrens, B., Beer, C., Cescatti, A., Randerson, J. T., Reichstein, M. (2014): Global covariation of carbon turnover times with climate in terrestrial ecosystems, *Nature* 514, S. 213-217, Vereinigtes Königreich, London, September 2014.
- Castillo, H. F. D., Reyes, C. F., Morales, G. G., Herrera, R. R., Aguilar, C. (2013): Biological Control of Root Pathogens by Plant- Growth Promoting *Bacillus* spp., Hrsg. InTech Europe, Kroatien, Rijeka, 2013, S. 79-103.
- Christenson, M., McDevitt, T. M., Stanecki, K. A. (2004): Global Population Profile: 2002, U.S. Department of Commerce, Economics and Statistics Administration, U.S. CENSUS BUREAU; U.S. Agency for International Development, Bureau for Global Health, Office of Population and Reproductive Health, März 2004, S. 11
- Chung, K. C., Goepfert, J. M. (1970): Growth of *Salmonella* at low pH. *Journal of Food Science*, Band 35, Ausg. 3, S. 326–328, May 1970.
- Cuhls, C.: Keine Klimabelastung durch Kompostierung von Biomasse?, Gewitra Ingenieurgesellschaft für Wissenstransfer mbH Bonn und Hannover, Vorlesung an der TU Dresden WS 09/10, Deutschland, Dresden, 2010.
- Deutscher Bundestag (1998): Schutz des Menschen und der Umwelt - Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung, Abschlußbericht der Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages, Drucksache 13/11200 vom 26.06.1998, Berlin, 1998.
- Deutscher Bundestag (2011): Uranbelastung von Böden und Grundwasser durch uranhaltige Phosphatdüngemittel, Drucksache 17/6019 vom 31.05.2011, Berlin, 2011.
- DIN EN 13725: Luftbeschaffenheit - Bestimmung der Geruchsstoffkonzentration mit dynamischer Olfaktometrie; Deutsche Fassung EN 13725:2003, Beuth Verlag GmbH, Deutschland, Berlin, Juli 2003.
- DüngG (2012): Düngegesetz (DüngG). Deutschland, Berlin, März 2012.
- DüMV (2012): Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsstoffen (DüMV), Anlage 2, Tabelle 7.1.10. Deutschland, Berlin, Dezember 2012.
- DüV (2012): Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (DüV), Deutschland, Berlin, Februar 2012.

- Edelmann, W., Schleiss, K.: Joss, A., Ilg, M., Steiger, H. (2001): Ökologischer, energetischer und ökonomischer Vergleich von Vergärung, Kompostierung und Verbrennung fester biogener Abfallstoffe, Arbeitsgemeinschaft Bioenergie und Umwelt- und Kompostberatung Schleiss, Schweiz, Baar, 2001.
- Essghaier, B., Hedi, A., Hajlaoui, M.R., Boudabous A., Sadfi-Zouaoui, N. (2012): In vivo and in vitro evaluation of antifungal activities from a halotolerant *Bacillus subtilis* strain J9. *African Journal of Microbiology Research* 6(19), Nigeria, Lagos, 2012, S. 4073-4083.
- Europäische Gemeinschaft (2009, a): Klimawandel – Kann der Boden etwas ändern?, Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften, Luxemburg, 2009
- Europäische Gemeinschaft (2009, b): Rückgang der organischen Substanz im Boden, FactSheet-03, gefunden am 12.02.2012 9:20 unter: <http://soco.jrc.ec.europa.eu>
- Europäische Kommission (2012a): Bodenschutz: Jedes Jahr geht Berlin verloren, Pressemitteilung vom 12.04.2012, gefunden am 30.01.2013 in: [http://ec.europa.eu/deutschland/press/pr\\_releases/10583\\_de.htm](http://ec.europa.eu/deutschland/press/pr_releases/10583_de.htm)
- Europäische Kommission (2012b): Umweltpolitik: Kommission fordert verstärkte Maßnahmen gegen Bodendegradation, Pressemitteilung vom 13.02.2012, Belgien, Brüssel.
- Eurostat (2012): Eurostat regional yearbook 2012, Publications Office der Europäischen Union, S. 129-131, Luxembourg, 2012.
- Eurostat (2015): Land cover, land use and landscape, Artikel vom März 2015, gefunden am 14.02.2016 in: [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Land\\_cover,\\_land\\_use\\_and\\_landscape#Database](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Land_cover,_land_use_and_landscape#Database)
- Fiddman, P.J., Rossall, S. (1993): The production of antifungal volatiles by *Bacillus subtilis*. *Journal of Applied Bacteriology* 74, Vereinigte Staaten, Washington D.C., 1993, S. 119-126.
- FNR (2009): Handreichung – Biogasgewinnung und -nutzung, 4. unveränderte Auflage, Gülzow, 2009
- Fricke, K., Heußner, C., Hüttner, A., Turk, T., Pereira, C., Bauer, W., Bidlingmaier, W. (2013): Vergärung von Bio- und Grünabfällen – Teil 1, in Müll und Abfall 12/2013, S. 628-635, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. KG, Berlin, 2013.
- Fricke, K., Heußner, C., Hüttner, A., Turk, T., Pereira, C., Bauer, W., Bidlingmaier, W. (2014): Vergärung von Bio- und Grünabfällen – Teil 2, in Müll und Abfall 01/2014, S. 21-27, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. KG, Berlin, 2014.
- Fuchs, G. (2007): Allgemeine Mikrobiologie. 8. Auflage, Georg Thieme Verlag, Deutschland, Stuttgart, 2007, S. 247f.
- Giese, E. (2007): Evaluierung ausgewählter biologischer Testverfahren zur vorsorgeorientierten Beurteilung ökotoxikologischer Wirkungen von Bauprodukten auf Böden. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Doctor rerum naturalium am Fachbereich Geowissenschaften der Freien Universität Berlin, S. 73, Deutschland, Berlin, 2007.
- Graf, W. (1999): Kraftwerk Wiese. Strom und Wärme aus Gras. Books on Demand, 1999

- Grassinger D. (1998): Einfluss von Temperatur und Sauerstoffgehalt auf die Humifizierung und die Mineralisierung bei der Verrottung von Bioabfall, Österreich, Wien, 1998.
- Guggenberger, G. (2008): Einfluss des Ausgangsmaterials auf die Humifizierung bei der Kompostierung. Universität für Bodenkultur Wien, Institut für Abfallwirtschaft. Österreich, Wien, Juni 2008, S. 8ff.
- Hagendorf, U., Bartocha, W., Feuerpfeil, I., Diehl, K., Hummel, A., López-Pila, J., Szewzyk, R. (2002): Mikrobiologische Untersuchungen zur seuchenhygienischen Bewertung naturnaher Abwasserbehandlungsanlagen. Deutschland, Bad Elster, Berlin, Langen, September 2002, S. 81.
- Heinze A., Rau, K. (2011): Kenntnisstand zur Fermentation von Futtermitteln für die Schweineproduktion. Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz, S. 4-13, Jena, November 2011.
- Hellebrand, H. J.: Emission of nitrous oxide and other trace gases during composting of grass and green waste, *Journal of Agricultural Engineering Research* 69, 4, S. 365-375, 1998.
- Hernández, C.F.D., Aguirre, A.A., Lira, S.R.H., Guerrero, R.E., Gallegos, M.G. (2006): Biological efficiency of organic biological and chemical products against *Alternaria dauci* Kühn and its effects on carrot crop. *International Journal of Experimental Botany* (75), Großbritannien, Oxford, 2006, S. 91-101.
- Hobiger, G. (1996): Ableitung einer Formel zur Berechnung von Ammoniak in wässriger Lösung, Umweltbundesamt, S. 17, Österreich, Wien, November 1996.
- Holweg, C. (2011): Gefährdungspotenzial von Biokohle aus Landschaftspflegematerial (Gras) hinsichtlich einer Verwendung zur Bodenverbesserung, Ökometric GmbH, S. 11, Deutschland, Bayreuth, April 2011
- Hügler, M., Wirsén, C.O., Fuchs, G., Taylor, C.D., Sievert, S. M. (2005): Evidence for autotrophic CO<sub>2</sub> fixation via the reductive tricarboxylic acid cycle by members of the epsilon subdivision of proteobacteria. *Journal of Bacteriology* 187(9), Vereinigte Staaten, Washington D.C., 2005, S. 3020-3027.
- Hülsbergen, K.-J. (2011): C-Sequestrierung in landwirtschaftlich genutzten Böden, H&K aktuell 01/2011, S. 1, Deutschland, Köln-Gemberhoven.
- Hülsten, A., Marschner, H. (1993): Transfer of PCDD/PCDF from contaminated soils to food and fodder crop plants. *Chemosphere* 27, 1-3, S. 439-446.
- Hupe, K., Stegmann, R. (1998): Pro und Kontra aerobe und anaerobe Behandlung von Biomasse. Fachtagung "Quo vadis III – Die aktuellen Entwicklungen in der Abfallwirtschaft", Lübeck, 05.-06.05.1998.
- Idelmann, M. (2005): Hygienisierung von Kompost – Möglichkeiten zum Nachweis einer erfolgreichen Abtötung von Pathogenen und Unkrautsamen. Unidruckerei der Universität Kassel, Deutschland, Kassel, 2005, S. 113ff.

- Johns, T. C., Royer, J.-F., Höschel, I., Huebener, H., Roeckner, E., Manzini, E., May, W., Dufresne, J.-L., Ottera, O. H., Vuuren, D. P., Salas y Melia, D., Giogretta, M. A., Denvil, S., Yang, S., Fogli, P. G. (2011): Climate change under aggressive mitigation: the ENSEMBLES multi-model experiment. *Climate Dynamics* 37(9-10), S. 1975-2003.
- Jones, A, Panagos, P., Barcelo, S., Bouraoui, F., Bosco, C., Dewitte, O., Gardi, C., Erhard, M., Hervá's, J., Hiederer, R., Jeffery, S., Lükewille, A., Marmos, L., Montanarella, L., Olazábal, C., Petersen, J.-E., Penizek, V., Strassburger, T., Tóth, G., Van Den Eeckhaut, M., Van Liederkerke, M., Verheijen, F., Vierstova, E., Yigini, Y. (2012): The State of Soil in Europe – A contribution of the JRC to the EEA Environment State and Outlook Report. S. 34. Joint Research Centre of the European Commission, Luxemburg, Luxemburg.
- Kaltschmitt, M., Hartmann, H. (2001): *Energie aus Biomasse*. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2001
- Kaltschmitt, M., Hartmann, H., Hofbauer, H. (2009): *Energie aus Biomasse – Grundlagen, Technik und Verfahren*, 2. neu bearbeitete Auflage, Springer Verlag, Deutschland, Berlin, 2009.
- Kammann, C., Kühnel, Y., von Bredow, C., Gößling, J. (2010): C-Sequestrierungspotential und Eignung von Torfersatzstoffen, hergestellt aus Produkten der Landschaftspflege und Biochar. Abschlussbericht, Institut für Pflanzenökologie, Justus von Liebig Universität Gießen, Deutschland Gießen, Dezember 2010.
- Karl, J. (2012): *Dezentrale Energiesysteme – Neue Technologien im liberalisierten Energiemarkt*. 3. Auflage, S. 55-57, Oldenbourg Wissenschaftsverlag GmbH, Deutschland, München.
- Kehres, B., Thelen-Jüngling, M., Böhm, R., Philipp, W., Bidlingmaier, W., Gottschall, R., Marcinişzyn, E. (2010): *Hygiene Baumuster-Prüfsysteme (HBPS) - Kompostierungsanlagen, Vergärungsanlagen*, 4. ergänzte und überarbeitete Auflage. Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. S. 5, Deutschland, Köln, März 2010.
- Kehres, B. (2012): Zur Pflicht der Getrenntsammlung von Bioabfällen. *H&K aktuell* 10/2012, S. 1-2, Deutschland, Köln-Gemberhoven.
- Kern, M., (2012): *Handhabung von biologisch abbaubaren Werkstoffen (BAW) in Bioabfallkompostierungsanlagen*, Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, S. 12, Deutschland, Witzenhausen, Januar 2012
- Kern, M., Raussen, T., Funda, K., Lootsma, A., Hofmann, H. (2010): *Aufwand und Nutzen einer optimierten Bioabfallverwertung hinsichtlich Energieeffizienz, Klima- und Ressourcenschutz*, Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH, August 2010
- Kern, M., Raussen, T., Graven, T., Bergs, C.-G., Hermann, T.(2012): *Ökologisch sinnvolle Verwertung von Bioabfällen - Anregungen für kommunale Entscheidungsträger*, Hrsg. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Deutschland, Berlin, März 2012.



- Kern, M., Siepenkothen, J. (2014): Bioabfallpotenzial im Hausmüll - Modellbetrachtung zur Steigerung der Erfassung von Bioabfällen aus dem Hausmüll, Müll und Abfall 07/2014, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co., Deutschland, Berlin, Juli 2014.
- Kern, M., Sprick, W. (2011): Bioabfallvergärung in Deutschland – Potenzial, Technik und Perspektiven, 5. Biomasse-Forum, Deutschland, Bad Hersfeld, 2011.
- Kirchgeßner, M.; Roth, F. X.; Schwarz, F. J.; Stangl, G. I. (2008): Tierernährung. DLG-Verlags-GmbH Frankfurt am Main, 12. Auflage.
- Kloepper, J. W., Ryu, C.-M., Zhang, S. (2004): Induced systemic resistance and promotion of plant growth by *Bacillus* spp.. Hrsg. Blackwell Verlag GmbH, Phytopathology, 94(11), Deutschland, Berlin, 2004, S. 1259-1266.
- Knappe, F., Vogt, R., Lazer, S., Höke, S. (2012): Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH, ahu AG Wasser-Boden-Geomatik, Deutschland, Dessau-Roßlau, 2012, S. 34-42.
- Kolbe, H. (2009): Klimawandel und C-Sequestrierung, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Heft 23/2009.
- Körner, I. (2008): Stickstoffhaushalt bei der Kompostierung: Bilanzen, Gehalte, Umsetzungs- und Austragsprozesse. Hamburger Berichte, Band 33, Hrsg. Prof. Dr.-Ing. R. Stegmann, Deutschland, Hamburg, 2008.
- Körner, I.; Visvanathan, C. (2006): Biological Treatment. In: Solid Waste Management in Asia - TETRAWAMA-e-book, 2006.
- Körschens, M., Rogasik, J., Schulz, E., Böning, H., Eich, D., Ellerbrock, R., Franko, U., Hülsbergen, K.-J., Köppen, D., Kolbe, H., Leithold, G., Merbach, I., Peschke, H., Prystav, W., Reinhold, J., Zimmer, J., Ebertseder, T., Gutser, R., Heyn, J., Sauerbeck, D. (2004): Standpunkt „Humusbilanzierung“. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland, Deutschland, Bonn, 30.04.2004.
- Krieger, A.-E. (2010): Potenziale der Terra Preta Nova-Technologie. Palaterra GmbH & Co. KG. Tagung: „Biokohle aus hydrothormaler Karbonisierung“, Deutschland, Potsdam, 12.04.2010.
- Kropp J., Roithmeier O., Hattermann F., Rachimow C., Lüttger A., Wechsung F., Lasch P., Christiansen E.S., Reyer C., Suckow F., Gutsch M., Holsten A., Kartschall T., Wodinski M., Hauf Y., Conradt T., Österle H., Walther C., Lissner T., Lux N., Tekken V., Ritchie S., Kossak J., Klaus M., Costa L., Vetter, T., Klose M. (2009): „Klimawandel in Sachsen-Anhalt - Verletzlichkeiten gegenüber den Folgen des Klimawandels“. Abschlussbericht des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK)
- Lafferty, R. J. (1963): Kohlendioxyd-Fixierung durch organotrophe Bakterien. Universität Göttingen, Institut für Mikrobiologie, Archiv für Mikrobiologie 44, Deutschland, Göttingen, 1963, S. 373-405.
- LAGA PN 98 (2004): Richtlinie für das Vorgehen bei physikalischen, chemischen und biologischen Untersuchungen im Zusammenhang mit der Verwertung/Beseitigung von Abfällen, Juli 2004

- Land Steiermark (2014): Begriffsdefinitionen in der thermischen Abfallbehandlung. Gefunden am 25.02.2014 in:  
<http://www.abfallwirtschaft.steiermark.at/cms/beitrag/10009908/4336040/>
- Lazar, S., Höke, S., Knappe, F., Vogt, R. (2012): Optimierung der Verwertung organischer Abfälle Materialband "Wirkungsanalyse Boden", Umweltbundesamt, Januar 2012.
- Leuchs, W., Neumann, P., Bergmann, S. (2012): Die Grundwassersituation in NRW. Symposium zur EG-Wasserrahmenrichtlinie am 19-20.04.2012 in Oberhausen. Am 12.09.2013 gefunden in: <http://www.flussgebiete.nrw.de/Aktuelles/WRRL-Symposium2012/index.jsp>.
- Linzner, R., Mostbauer, P., Binner, E., Smidt, E., Lechner, P. (2005): Klimarelevanz der Kompostierung unter Berücksichtigung der Verfahrenstechnik und Kompostanwendung (KliKo-Endbericht). Universität für Bodenkultur Wien, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Institut für Abfallwirtschaft, S. 18-115, Österreich, Wien, März 2005.
- Looijesteijn, P. J., Trapet, L., De Vries, E., Abee, T., Hungenholtz, J. (2001): Physiological function of exopolysaccharide produced by *Lactobacillus lactis*. *International Journal of Food Microbiology* 64, 2001, S. 71-80.
- Mersch, I., von Haaren, M. (2014): Zukunftsfähige Kulturlandschaften, Landwirtschaft im Klimawandel: Wege zur Anpassung - Forschungsergebnisse zu Anpassungsstrategien der Landwirtschaft in der Metropolregion Hamburg an den Klimawandel, Teil 5 Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Bezirksstelle Uelzen, Mai 2014.
- Nakano, M.M., Dailly, Y.P., Zuber, P., and Clark, D.P. (1997): Characterization of anaerobic fermentative growth of *Bacillus subtilis*: identification of fermentation end products and genes required for growth. *Journal of Bacteriology*, Vol. 179(21), Vereinigte Staaten, Washington D.C., 1997, S. 6749–6755.
- Nakano, M. M., Zuber, P. (1998): Anaerobic growth of a "strict aerobe" (*Bacillus subtilis*). *Annual Review of Microbiology* (52), Vereinigte Staaten, Palo Alto, 1998, S. 165-190.
- Neff, J. C., Townsend, A. R., Gleixner, G., Lehman, S. J., Turnbull, J., Bowman, W. D. (2002): Variable effects of nitrogen additions on the stability and turnover of soil carbon, *Nature*, 31. Oktober, 2002.
- Panagos, P., Hiederer, R., Van Liedekerke, M., Bampa, F. (2012): Estimating soil organic carbon in Europe based on data collected through an European network. Hrsg. Elsevier, *Ecological Indicators* 24 (2013), S. 439-450, Juli 2012.
- Pitschke, T., Kreibe, S., Cantner, J., Tronecker, D. (2010): Ökoeffiziente Verwertung von Bioabfällen und Grüngut in Bayern. Bifa Umweltinstitut GmbH, Augsburg, 2010, S. 38-40.
- Poletschny, H. (1989): Anwendung von Komposten. In LUFA Bonn und LWK Rheinland (Hrsg.): *Kompost und Landwirtschaft*. Rheinischer Landwirtschafts-Verlag, Bonn, S. 47-60.
- Priest, F.G. (1977): Extracellular enzyme synthesis in the genus *Bacillus*. *Bacteriological Reviews* 41(3), Vereinigte Staaten, Washington D.C., 1977, S. 711-753.

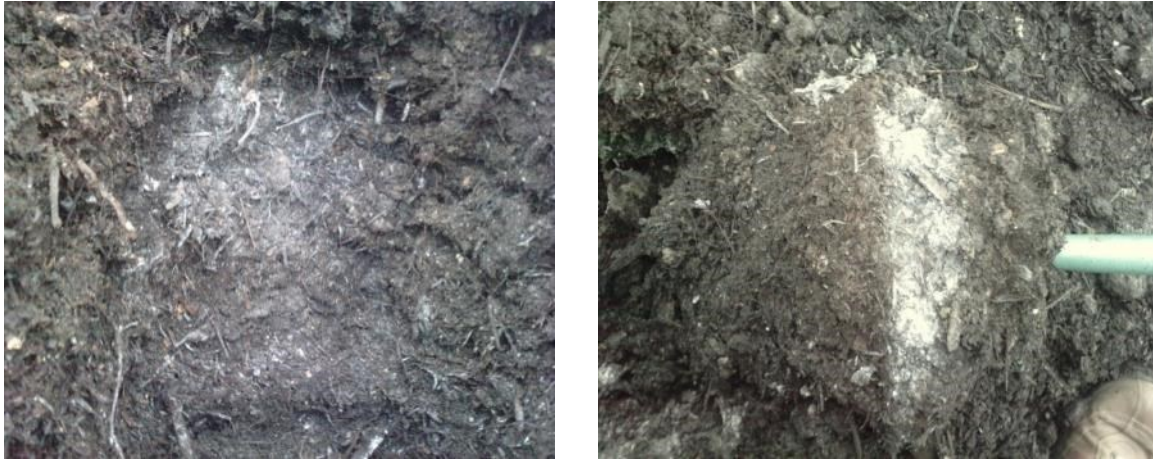
- Ramanathan, T., Ahmad, A., Ahmad, A. S., Kalimutho, M. (2011): Taxonomical identity and polysaccharide produced by bacillus species isolated from old aged medicinal decoctions. *Journal of Sustainability Science and Management* 6(1), Malaysia, Terengganu, 2011, S. 2-9.
- Ramke, H.-G., Blöhse, D., Lehmann, H.-J., Fettig, J. (2010): Hydrothermale Carbonisierung organischer Siedlungsabfälle, in *Bio-und Sekundärrohstoffverwertung*, Wiemer, V., Kern, K., Kern, M. (Hrsg.), ISBN 3-928673-56-4, Witzenhausen-Institut, Witzenhausen, 2010, S. 141-157.
- Ramke, H.-G., Blöhse, D., Lehmann, H.-J. (2012): Wissenschaftlich-technische Grundlagen der Hydrothermale Carbonisierung organischer Siedlungsabfälle, in *Müll und Abfall* 09/2012, S. 476-483, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. KG, Berlin, 2012.
- Rasemann, W. (1993): Brauchen wir eine Probenahmeforschung für die Abfall- und Entsorgungswirtschaft?. *Müll und Abfall* Nr. 6, 1993.
- Reibe, K. (2015): Wirkungen von Biokohlen im System Boden-Pflanze. Untersuchungen auf sandigen Standorten. Humboldt-Universität zu Berlin, Lebenswissenschaftlichen Fakultät, S.3, Deutschland, Berlin, 18.06.2015.
- Rosso, L., Zuber, E., Pichat, C., Flandrois, J. P. (1997): Simple relationship between acid dissociation constant and minimal pH for microbial growth in laboratory medium. *International Journal of Food Microbiology* Band 35, Ausg. 1, S. 75-81, März 1997.
- Rötlein, B. (2006): Zauberkohle aus dem Dampfkochtopf, *Max Planck Forschung*, 2/2006, S. 22.
- Sanders, L. V. (2009): Hydrothermale Karbonisierung von Biomasse, Patentschrift: WO 2009/090072 A1, Weltorganisation für geistiges Eigentum, S. 2ff, Deutschland, Goch, 2009.
- Schlichting, E., Blume, H.-P., Stahr, K. (1995): *Bodenkundliches Praktikum*. Pareys Studentexte, 81, 2. Auflage, Blackwell Wissenschafts-Verlag, S. 295, Deutschland, Berlin, 1995.
- Schmidt, H.-P. (2014): Pflanzenkohle, *Ithaka Journal*, gefunden am 24.02.2014 in: <http://www.ithaka-journal.net/pflanzenkohle>
- Schmidt, H. P., Abiven, S., Glaser, B., Kammann, C., Bucheli, T., Leifeld, J. (2012): Richtlinie für die Produktion von Pflanzenkohle, Delinat-Institut, Version 4.2, Stand 13.6.2012, Schweiz Ayent, 2012.
- Schmutzler, C. (2012): Hardwaregestützte Energieoptimierung von Elektrik/Elektronik-Architekturen durch adaptive Abschaltung von verteilten, eingebetteten Systemen, *Karlsruher Institut für Technologie, Institut für Technik der Informationsverarbeitung*, S. 50, Karlsruhe, 05.06.2012.
- Schneichel, H.-W. (2011): Die rechtliche Einordnung von Produkten der hydrothermalen Carbonisierung, *Land Rheinland Pfalz, Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord*, Koblenz, Deutschland, Berlin, 21.01.2011.
- Schulze, E. D. (2000): *Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems*, Springer Verlag, Berlin.

- Sengeløv, G., Agersø, Y., Halling-Sørensen, B., Baloda, S. B., Andersen, J. S., Jensen, L. B. (2003): Bacterial antibiotic resistance levels in Danish farmland as a result of treatment with pig manure slurry. *Environment International*, 28, 7, S. 587-595.
- Siebert (2005): Global-Scale Modeling of Nitrogen Balances at the Soil Surface. Universität Frankfurt, Institut für Physikalische Geographie, Deutschland, Frankfurt, Januar 2005.
- Smidt, E., Binner, E., Lechner, P., Meissl, K., Tintner, J., Ebner, T. (2008): Huminstoffe als Qualitätsparameter für Komposte und zur verfahrenstechnischen Optimierung von Kompostanlagen (Gesamtbericht). Universität für Bodenkultur Wien, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Institut für Abfallwirtschaft, Österreich, Wien, Juni 2008.
- Sommer, W. (2003): Wie sinnvoll sind Silierzusätze bei CCM? RCG aktuell (3), S. 24.
- Springer, C. (2010): Energie und CO<sub>2</sub> – Bilanz der Kompostierung unter Einbezug des Substitutionspotenzials des Komposts, Müll und Abfall, Heft 08/2010, S. 386-396.
- Statistisches Bundesamt (2011): Umwelt – Abfallentsorgung, Fachserie 19 Reihe 1, 2009, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden Juli 2011, Eigenverlag
- Statistisches Bundesamt (2015a): Umweltökonomisch Gesamtrechnungen - Nachhaltige Entwicklung in Deutschland - Indikatoren zu Umwelt und Ökonomie, S. 21, Deutschland, Wiesbaden, November 2015.
- Statistisches Bundesamt (2015b): Publikationen im Bereich Abfallwirtschaft, gefunden am 13.02.2016 in:  
<https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltstatistischeErhebungen/Abfallwirtschaft/Abfallentsorgung.html>
- Hupe, K., Heyer, K.-U., Stegmann, R. (1998): Pro und Kontra aerobe und anaerobe Behandlung von Biomasse. Fachtagung "Quo vadis III – Die aktuellen Entwicklungen in der Abfallwirtschaft", Deutschland, Lübeck, 5.-6. Mai 1998.
- Steinfeldt, M., Petschow, U., Keil, M. (2002) Ökonomische Bewertung von Systemen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen. Schriftenreihe des Institut für ökologische Wirtschaftsforschung 164/02, Berlin, Dezember 2002.
- Stevens, J. B., Gerbec, E. N. (2006): Dioxin in the Agricultural Food Chain. *Risk Analysis* 8, 3, S. 329-335.
- Strauch, D. (1991): Survival of pathogenic micro-organisms and parasites in excreta, manure and sewage sludge. *Revue Scientifique et Technique (International Office of Epizootics)*, 10, 3, S. 813-846.
- Trautmann, L. (2011): Persönliches Gespräch vom 21.08.2011 mit dem Vorsitzenden der Agrargenossenschaft Hedersleben e.G.
- Van der Linden, P., Mitchel, J. F. B. (2009): ENSEMBLES: Climate Change and its Impacts: Summery of research and results from the ENSEMBLES project. Met Office Hadley Centre, Großbritannien, Exeter, Dezember 2009.

- Vogt, R., Knappe, F., Giegrich, J., Detzel, A. (2002): Ökobilanz Bioabfallverwertung – Untersuchung zur Umweltverträglichkeit von Systemen zur Verwertung biologisch-organischen Abfällen, ifeu-Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg gGmbH, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co., Berlin 2002.
- Vogtmann, H., Fricke, K., Kehres, B., Turk, T. (1989): bioabfall-Kompostierung – Kompostierung biogener Abfallstoffe aus der getrennten Sammlung organischer Haushalts- und Gartenabfälle im Modell Witzenhausen. Hessisches Ministerium für umwelt und Reaktorsicherheit (Hrsg.), Eigenverlag
- Wallmann, R., Loewen, A., Höbel, W. (2010): Hydrothermale Karbonisierung zur weitergehenden Klärschlammaufbereitung als Baustein einer nachhaltigen Kreislaufwirtschaft, in Müll und Abfall 07/2010, S. 316-318, Erich Schmidt Verlag GmbH & Co. KG, Berlin, 2010.
- Witte, W. (2013a): Persönliches Gespräch vom 23.01.2013 im Rahmen eines internen Workshops zum Kooperationsprojekt MC-Carbon
- Witte, W. (2013b): Die Mikrobielle Carbonisierung (Teil 1) - Das ist Humus, so sieht er aus..., Hrsg. Walter Witte, Witte-Bio-Consult, Quedlinburg, 2014.
- Wonschik, C.-R. (2011): Untersuchung der Vergärbarkeit verschiedener biologisch abbaubarer Kunststoffe, Technische Universität Dresden, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, S. 29-38, Dresden, 31.01.2011.
- Zentner, A. (2009): Nutzungsvarianten des Feststoffes aus der nassmechanischen Aufbereitung von Bioabfall, Technische Universität Dresden, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten, Dresden, 2009.
- Zentner, A. (2015): Entwicklung und Implementierung einer Methodik zur Erfassung der Grünschnittpotenziale von Siedlungs- und Verkehrsflächen in kommunale Verwertungsstrukturen. Technische Universität Dresden, Fakultät Umweltwissenschaften, Institut für Abfallwirtschaft und Altlasten. S.16-22, Deutschland, Dresden, 13.07.2015.
- ZFK (2014): Industrie-Wasserpreise stabil, in Zeitung für kommunale Wirtschaft vom 07.08.2012, gefunden in <http://www.zfk.de/wasser/artikel/industrie-wasserpreise-stabil.html> , 05.02.2014.
- Ziechmann W. (1996): Huminstoffe und ihre Wirkung, Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg – Berlin – Oxford, 1996
- Zimmermann, S.; Luster, J.; Blaser, P.; Walthert, L.; Lüscher, P., (2006): Waldböden der Schweiz. Band 3. Regionen Mittelland und Voralpen, Hrsg. Eidgenössische Forschungsanstalt WSL und Hep Verlag, Bern

## ANHANG 1 - Bakterientranslokation

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die in Kapitel 4.1 angeführten Prozessbeobachtungen und -unterschiede zwischen Mikrobieller Carbonisierung und offener Kompostierung.



**Abbildung A1: Vergleich mikrobiell aktiver Horizont bei der MC-Miete 16 (links, 30-60 cm mächtig) und Pilzhorizont der Tafelmieten 17 (rechts, 4-5 cm mächtig) nach 59 Tagen Rotte**



**Abbildung A2: Horizontausbildung beispielhaft dargestellt anhand der MC-Miete 14 (1)**





**Abbildung A3: Horizontausbildung beispielhaft dargestellt anhand der MC-Miete 14 (2)**



**Abbildung A4: Silage Zone beispielhaft dargestellt anhand der MC-Miete 14**





**Abbildung A5: Mikrobiell aktive Zone beispielhaft dargestellt anhand der MC-Miete 14**



**Abbildung A6: Schwefel-Horizont beispielhaft dargestellt anhand der MC-Miete 14**



## ANHANG 2 - pH-Wert Verläufe

Tabelle A2-1: pH-Wert Verläufe (1)

Nach Tagen	Miete 1	Miete 2	Miete 3	Miete 4	Miete 5	Miete 6
<b>0</b>	<b>8,10</b>	<b>7,90</b>	<b>7,70</b>	<b>7,50</b>	<b>7,90</b>	<b>7,85</b>
7	7,95	7,58	7,30	7,76	5,80	7,10
14	8,20	7,80	7,50	7,90	8,10	7,70
21	7,85	7,90	7,60	7,70	7,50	6,90
28	7,75	7,55	7,80	7,60	7,40	7,40
35	7,80	7,50	7,53	7,80	7,10	7,40
42	7,70	7,50	7,60	7,70	6,80	7,60
49	7,60	7,55	7,55	7,90	7,40	7,90

Tabelle A2-2: pH-Wert Verläufe (2)

Nach Tagen	Miete 22	Miete 23	Miete 24	Miete 25	Miete 26	Miete 27	Miete 28
<b>0</b>	6,60	6,30	<b>6,90</b>	<b>6,90</b>	<b>6,90</b>	<b>8,13</b>	6,98
7	5,85	6,58	7,90	7,87	6,47	-	6,08
14	6,19	6,89	6,80	6,99	7,70	8,03	5,95
21	6,30	6,65	-	-	-	8,72	5,97
28	6,07	6,71	7,23	6,73	7,96	8,50	-
35	6,94	6,53	6,47	7,94	7,93	-	6,06
42	6,44	7,76	7,02	6,68	8,30	8,83	5,98
49	5,67	8,04	7,30	6,66	8,25	-	6,79
56	7,23	8,10	-	-	-	8,47	-
63	-	-	6,71	6,65	8,23	7,13	-
70	5,88	8,44	-	-	-	8,20	-
77	-	-	8,09	7,49	7,90	-	-
84	7,78	7,89	-	-	-	8,62	-

## ANHANG 3 - Emissions- und Gasdaten

**Tabelle A3-1: CH<sub>4</sub>-Konzentration über den Versuchsmieten (emittiert) [Vol.-%]**

Tag	Miete 1	Miete 2	Miete 3	Miete 4	Miete 5	Miete 6	Miete 7	Miete 8	Miete 10	Miete 11	Miete 12	Miete 22	Miete 23
0													
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,8	2,8
4	0,1	0,0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,2	0,1	0,6	1,2
5	0	0,0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,2	0,1	0,4	2,3
6	0	0,0	0	0	0	0	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0,3	1,9
7	0	0,0	0	0	0	0	0,2	0,1	0,1	0,1	0,2	0,4	1,2
8	0	0,0	0	0	0	0	0,1	0,2	0,1	0	0,1	0,5	0,8
11	0	0,0	0	0	0	0	0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,4	0,6
12	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,4	0	0	0	0	0,1	0,3	1,5
13	0	0,0	0	0	0,3	0,3	0,1	0	0,1	0,1	0	0,2	0,3
14	0,2	0,2	0	0,1	0,2	0,3	0,2	0	0	0,1	0,2	0	0,6
15	0,2	0,0	0	0,1	0,1	0,2	0,2	0	0	0	0,1	0	1,4
18	0,2	0,2	0,2	0	0,2	0,2	0,1	0	0,1	0	0,3	0	0,8
19	0,2	0,2	0,3	0	0,1	0,1	0	0	0	0	0,5	0	2,2
20	0,2	0,2	0,2	0,1	0,3	0,3	0,1	0,2	0	0	0,5	0	0,8
21	0,2	0,2	0,1	0,1	0,3	0,2	0,1	0	0	0	0,3	0	0,2
22	0,2	0,2	0,1	0,1	0,3	0,2	0	0,1	0	0	0,3	0,1	0,3
25							0,2	0	0	0	0	0	1,4
26							0,2	0	0	0	0,5	0,1	0,6
27							0,1	0,1	0	0	0	0	0,4
28	0,1	0,3	0,1	0	0,2	0,2	0,4	0,1	0	0,1	0	0	0,3
29	0	0,4	0,1	0,1	0,3	0,2	0,5	0	0,1	0	0,2	0	0,1
32	0,2	0,4	0,2	0	0,2	0,2	0,5	0,1	0	0	0,3	0	0,4
33	0	0,5	0,1	0	0,1	0,2	0,4	0,1	0	0	0,3	0	0,9
34	0,3	0,3	0,3	0	0,3	0,3	0,1	0	0	0	0,2	0	0,6
35	0	0,1	0,1	0	0,3	0,3	0,8	0	0	0	0,2	0	0,6
36	0	0,0	0	0	0,3	0,3	1,3	0	0	0	0,2	0	1,8
39	0	0,0	0	0	0,2	0,1	0	0,1	0	0	0	0	0,9
40	0	0,0	0	0	0,3	0,2	0	0,1	0	0		0	0,3
41	0	0,2	0,1	0	0,4	0,1	0,1	0	0	0		0	0,3
42	0	0,0	0	0	0,4	0,1	0,1	0	0	0		0	0,3
43	0,1	0,0	0	0	0,4	0,2	0,1	0	0	0		0	0,3
46	0	0	0	0	0,6	0,1	0	0	0	0		0	0,4
47	0	0	0	0	0,1	0						0	0,3
48	0	0,1	0	0	0	0						0	0,3
49	0	0	0	0	0,2	0						0	0,3
50	0	0	0	0	0,1	0						0	0,3
53	0,1	0	0	0	0,2	0						0	0,2
54	0	0,1	0	0	0,1	0						0	0,3
55	0	0	0	0	0,1	0						0	0,4
56	0,1	0	0	0	0	0						0	0,2

**Tabelle A3-2: CO<sub>2</sub>-Konzentration über den Versuchsmieten (emittiert) [Vol.-%]**

Tag	Miete 1	Miete 2	Miete 3	Miete 4	Miete 5	Miete 6	Miete 7	Miete 8	Miete 10	Miete 11	Miete 12	Miete 22	Miete 23
0													
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,9	7,8
4	0,0737	0,0743	0,0789	0,0776	0,0746	0,0744	0,044	0,061	0,2	0,1	0,4	1,8	2,2
5	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,1	0,1	0,3	0,1	0,4	0,9	6,7
6	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,1	0,2	0,1	0,4	0,8	5,2
7	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,1	0,1	0,2	0,1	3,1	0,9	4,3
8	0,2	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,1	0,1	0,3	0,2	0,4	0,6	2,8
11	0,056	0,054	0,054	0,056	0,23	0,212	0,0459	0,0636	0,2	0,5	0,4	0,8	3,2
12	0,0495	0,0495	0,0495	0,095	0,126	0,124	0,051	0,061	0,3	0,2	0,3	1,6	6,8
13	0,048	0,0491	0,049	0,049	0,142	0,21	0,098	0,078	0,3	0,2	0,3	0,6	2,6
14	0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	0,3	0,1182	0,4008	0,3	0,3	0,6	0,5	3,2
15	0,059	0,0599	0,056	0,056	0,1577	0,4	0,156	0,162	0,1	0,1	0,6	0,3	6,8
18	0,0529	0,0529	0,054	0,054	0,102	0,0917	0,11	0,105	0,2	0,3	0,5	0,2	6,2
19	0,0615	0,0615	0,055	0,055	0,13	0,213	0,1085	0,17	0,2	0,1	0,8	0,2	7,4
20	0,0488	0,0488	0,0586	0,053	0,33	0,097	0,1325	0,136	0,2	0,1	0,8	0,2	5,8
21	0,0516	0,064	0,052	0,053	0,262	0,105	0,121	0,1805	0,2	0,1	0,4	0,3	1,8
22	0,063	0,0636	0,0626	0,062	0,1637	0,154	0,48	0,254	0,2	0,1	0,6	0,3	8,6
25							0,1443	0,1806	0,2	0,1	0,4	0,3	2,8
26							0,1408	0,165	0,2	0,2	0,4	0,4	1,4
27							0,124	0,128	0,2	0,2	0,4	0,1	2,2
28	0,087	0,099	0,076	0,068	0,5322	0,123	0,116	0,1205	0,2	0,2	0,4	0,1	1,8
29	0,081	0,0762	0,063	0,063	0,4012	0,123	0,1149	0,1042	1,5	0,1	0,4	0,1	0,4
32	0,061	0,0596	0,0476	0,0595	0,1332	0,135	0,1035	0,2683	0,2	0,1	0,7	0,2	0,6
33	0,064	0,0495	0,056	0,067	0,141	0,132	0,098	0,2979	0,2	0,4	0,7	0,1	2,4
34	0,062	0,0702	0,054	0,054	0,356	0,2051	0,1055	0,275	0,2	0,2	0,6	0,1	1,6
35	0,057	0,059	0,057	0,062	0,2874	0,2845	0,262	0,288	0,2	0,2	0,5	0,1	1,4
36	0,0627	0,0812	0,0661	0,059	0,1603	0,1482	0,49	0,305	0,3	0,2	0,5	0,1	5,8
39	0,0511	0,081	0,0687	0,0578	0,098	0,092	0,128	0,123	0,2	0,2	0,3	0,1	1,8
40	0,056	0,079	0,0651	0,069	0,1094	0,0998	0,1315	0,119	0,2	0,1	0,3	0,1	0,4
41	0,0565	0,072	0,0585	0,0693	0,2039	0,0919	0,188	0,092	0,2	0	0,3	0,1	0,4
42	0,0795	0,074	0,0612	0,0701	0,4012	0,3041	0,113	0,0905	0,2	0	0,2	0,1	0,4
43	0,0912	0,0702	0,0725	0,0771	0,95	0,4601	0,0801	0,0609	0,2	0	0,2	0,1	0,6
46	0,061	0,075	0,056	0,058	0,1399	0,0998	0,065	0,1602	0,1	0	0,2	0,1	0,4
47	0,062	0,078	0,058	0,061	0,21	0,101						0,1	0,4
48	0,066	0,071	0,061	0,0625	0,192	0,112						0,1	0,4
49	0,063	0,069	0,068	0,0608	0,171	0,148						0,1	0,4
50	0,0605	0,073	0,0605	0,063	0,11	0,1205						0,1	0,4
53	0,0685	0,0805	0,058	0,065	0,075	0,1605						0,1	0,4
54	0,071	0,088	0,056	0,063	0,078	0,182						0,1	0,5
55	0,063	0,076	0,067	0,061	0,056	0,141						0,1	0,6
56	0,2	0,073	0,06	0,061	0,1	0,136						0,1	0,3

**Tabelle A3-3: H<sub>2</sub>S-Konzentration über den Versuchsmieten (emittiert) [ppm]**

Tag	Miete 1	Miete 2	Miete 3	Miete 4	Miete 5	Miete 6	Miete 7	Miete 8	Miete 10	Miete 11	Miete 12	Miete 22	Miete 23
0													
1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0	0	0	16	14
4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,1	2,0	3,2	4,0	10,0
5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	9,1	2,3	2,6	5,0	8,0
6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	1,0	8,0	2,0	3,4	2,0	7,0
7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	3,0	8,5	2,1	0,0	6,0	8,0
8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	10,5	3,0	17,1	1,0	3,0
11	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,4	3,0	8,3	4,0	4,0
12	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	10,8	2,2	9,4	5,0	7,0
13	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	7,9	0,0	5,9	2,0	3,0
14	4,5	4,1	3,0	3,0	15,4	15,6	6,0	0,0	9,2	2,4	5,3	1,0	5,0
15	2,8	2,8	2,8	4,7	3,8	17,1	5,0	0,0	0,0	0,0	8,6	1,0	8,0
18	11,5	10,5	5,2	5,4	0,0	0,0	1,0	0,1	4,1	0,0	6,9	2,0	7,0
19	3,1	3,1	3,4	2,8	0,4	0,2	0,0	0,0	5,1	0,0	0,0	3,0	8,0
20	2,1	2,3	2,1	0,2	0,2	0,2	3,0	0,2	2,3	0,0	4,1	0,0	6,0
21	3,7	0,0	1,6	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	11,4	2,8	4,4	0,0	3,0
22	5,2	0,0	0,6	0,1	0,1	0,0	1,0	0,2	3,6	0,0	5,2	3,0	6,0
25							0,0	0,0	5,8	0,0	0,0	3,0	4,0
26							0,0	0,0	7,1	0,0	2,3	0,0	8,0
27							3,4	0,0	5,0	0,0	0,0	0,0	8,0
28	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,1	0,3	0,0	2,3	0,0	0,0	0,0	6,0
29	0,0	0,0	0,4	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	8,6	0,0	0,0	0,0	0,0
32	3,0	0,0	3,0	0,0	1,0	2,5	0,0	0,0	3,0	0,0	0,0	0,0	4,0
33	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	2,5	0,0	0,0	4,4	0,0	1,0	0,0	3,0
34	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	2,9	0,0	0,0	2,1	0,0	3,0	0,0	3,0
35	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	2,6	0,0	0,0	1,0	0,0	3,8	0,0	3,0
36	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	2,1	0,0	3,0
39	0,0	0,0	0,0	0,0	2,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	3,0
40	0,0	0,0	0,0	0,0	2,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	1,0
41	0,0	2,4	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	2,4	0,0	2,4	0,0	3,0
42	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	3,0
43	0,1	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	2,6	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	3,0
46	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0
47	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0						0,0	1,0
48	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0						0,0	0,0
49	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0						0,0	0,0
50	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0						0,0	1,0
53	2,7	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0						0,0	0,0
54	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0						0,0	0,0
55	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0						0,0	2,0
56	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0						0,0	0,0

**Tabelle A3-4: O<sub>2</sub>-Konzentration über den Versuchsmieten [Vol.-%]**

Tag	Miete 7	Miete 8	Miete 10	Miete 11	Miete 12	Miete 22	Miete 23
0			20,9	20,9	20,9		
3						15,6	15,7
4	21,3	21,1				19,7	18,6
5	21,1	21,1	20,5	20,2	20,3	19,8	17,1
6	21,2	21,1	20	20	19,5	19,6	19,2
7	21,1	21,0	20,2	20	17,5	20,1	19,4
8	21,1	21,1	20,5	20,5	19,8	20	18,8
11	21,1	21,1	20,8	20,2	20,1	20,2	18,6
12	21,1	20,8	20,6	20,6	19,7	20	19,2
13	21,4	21	20	19,9	19,4	19,8	19,7
14	21,2	21	20,5	20	20	19,9	18
15	21,5	21,6	20,6	20,3	19,1	19,9	14
18	21,2	21	19,5	20,4	19	20	19,1
19	21,6	21,2	20,6	20,4	18,6	20	19,2
20	20,9	20,9	19,7	19,7	19	20,3	19,2
21	21,1	21,8	20,3	20,3	19,2	20,4	20,1
22	21,1	21,1	20,1	20,1	19	20	18,2
25	20,9	21,1	19,5	19,6	19,9	20	19,8
26	21	21,2	20,1	20,1	19	20,1	19,9
27	21,7	21,6	20	20	19,8	20,9	19,9
28	21,4	21,2	20,1	19	20	20	19,9
29	20,8	21,4	14,8	19,7	20,5	19,8	20
32	20,8	21,3	19,9	20	17	19,9	20,6
33	20,8	21,3	19,9	18,9	17	20,9	19,5
34	21	21,1	19,5	19,7	17,4	20,9	20
35	21	21,5	19,5	19,5	18	20,9	19,9
36	20,4	21,6	19,8	19,4	18,6	20,9	19,2
39	21,7	21,6	19,2	18,9	19,6	20,9	19,2
40	21,1	21,4	19,4	19,2	19,8	20,9	20,1
41	21,4	21,6	19,4	19,5	19,8	20,9	19,8
42	21	21,1	19,8	19	19,5	20,9	19,9
43	21,4	21,5	19,6	18,9	19,6	20,5	19,5
44	21,3	21,5	19,1	19,8	19,6	20,6	19,7
46	21,1	21,5				20,9	19,9
48						20,9	19,9
49						20,5	19,9
52						20,9	19,9
53						20,9	20,1
54						20,9	20
55						20,8	19,5
56						20,6	20

Die Gasdaten der Mieten 13 bis 20 wurden auf Grund eines defektes am Analysegerät nicht erfasst. Wegen der verhältnismäßig geringen Schwankungen wurden für die Versuchsmieten 24 bis 26 lediglich wöchentliche Messungen der Mietenluft durchgeführt die nachfolgend zusammen mit den übrigen Mietenluftmessungen angeführt sind.

**Tabelle A3-5: CH<sub>4</sub>-Konzentration in 100 cm Mietentiefe [Vol.-%]**

Tag	Miete 1	Miete 2	Miete 3	Miete 4	Miete 5	Miete 6	Miete 7	Miete 8	Miete 10	Miete 11	Miete 12
0											
1	0,5	0,6	0,2	0,3	0,9	0,2	0,2	0,2	3,2	2,8	1,8
4	1,8	1,3	1	1,1	2,6	1,1	3,5	3	10,1	9,7	3,2
5	3,5	2,8	2,1	1,8	3,2	2,5	3,8	2,8	8,2	8,9	3,1
6	2,4	2,2	2,8	2,9	5,5	6,8	1,3	4,2	8	4,5	3
7	2,3	2,6	2	1,8	8,5	5,3	2,2	3,1	5,2	4,9	0,6
8	1,3	2,9	1,9	1,9	4,5	4,1	0,4	0,1	3,8	5,1	4,8
11	1	1,5	1,5	2,5	5,2	3,8	12,6	6,4	4,3	6,6	5,6
12	3,4	5,3	1,5	2,5	1,9	4,4	32	16	6,1	5,2	6,5
13	8,5	13,0	1,9	2,3	11	8,3	33,5	4,9	9,9	3,9	12,5
14	10,5	12,0	1,9	8,3	4,9	7,2	31,2	5,3	6,2	3,9	9
15	12	10,0	3,9	3,8	0,6	11	26	6,1	10,5	6,8	18
18	16,5	24,5	1,6	4,4	3,6	9	5	4,7	4,6	10,5	13,5
19	6,8	7,9	1,8	2,2	8,4	7,2	32	19,5	3,9	2,7	9,4
20	4,7	21,5	1,6	1,8	1	12,5	21,5	4,8	5,8	0,1	9
21	6,6	10,5	1,5	2,1	6,4	13	18	17	2,8	8	8,2
22	5,4	9,3	1,7	2,2	7,8	12,5	46,5	19,5	3,9	4,1	8,6
25							40,6	16,1	8,9	3,3	4
26							37	13,5	3,7	3,3	7,8
27							29	11,2	3,6	3,2	6
28	1,5	3,1	0,6	2,8	3,9	12	14	9,8	3,2	3,5	6
29	3,6	6,3	0,8	3,1	24,6	12	12,2	6,7	1,4	3,4	2,9
32	1,2	8,5	1,5	4,5	44,5	7,2	0,1	0,1	1,7	1,9	3,2
33	1,9	3,0	3,2	4,2	4	1,7	8,2	0,8	2,7	2,5	3,4
34	3,2	2,5	3,6	3,1	9,7	6,1	15,6	0,3	7,3	0,6	2,7
35	5,1	2,2	1,9	1,8	1,4	9,9	35	0	5,1	1,1	2,5
36	4	2,4	2,7	1,3	3,4	8,3	22,9	5,1	2,1	1,3	2,7
39	1,9	4,7	2	0,9	31,5	3,1	20,3	4,6	1,3	1	1,1
40	2,9	6,0	1,6	1,6	3,2	6,8	15	3,1	1,1	1,2	1,3
41	2,7	18,0	2,5	2,2	15,4	13,5	15,2	3	2,4	0,1	1,7
42	7,4	11,0	2,6	2,2	14,8	11,4	12,5	1	2,6	0,5	1,6
43	12	8,4	2,2	0,5	1,8	3,7	5,2	0,9	1,8	0,3	1,3
46	7,6	29	1,2	2,8	12,5	3,9	6,3	0,8	2,5	0	1,2
47	7,4	24	2,1	2,4	10	3,1					
48	7,8	19	2,6	1,9	8	2,6					
49	7,1	19	2,8	1,7	7,2	3					
50	6,8	26	2,1	1,6	7,8	2,4					
53	3,1	22,5	2,8	1,9	6,9	2,7					
54	4,6	24	3,5	2,1	5,6	2,2					
55	9	20,5	3,2	1,7	6	1,4					
56	16	5,9	1,1	1,1	5,2	0,8					

Tabelle A3-6: CH<sub>4</sub>-Konzentration in 30 cm und 100 cm Mietentiefe [Vol.-%]

Tag	CH <sub>4</sub> in 30 cm Tiefe					CH <sub>4</sub> in 100 cm Tiefe				
	Miete 22	Miete 23	Miete 24	Miete 25	Miete 26	Miete 22	Miete 23	Miete 24	Miete 25	Miete 26
0	1,6	1,6				5,5	2,4			
3	3,5	3,6				13	21			
4	3	0,5				26	3,9			
5	6	1				16	3,1			
6	8	2				4,6	4,2			
7	1,7	0,4	0,2	0,5	0,4	14	1	5,2	3,4	5,7
10	5,7	0,3				45	1,9			
11	12,2	0,6				23	1,3			
12	10,2	0,6				35	6,6			
13	7	0,6				39	1,2			
14	4,5	0,5	0,2	0,4	0,4	41	0,8	3,7	5,1	7,8
17	6,2	0,6				36	11			
18	7,8	2,8				33	15,2			
19	7,4	1,2				34	14			
20	0,7	1,6				20,8	3,2			
21	2,6	0,3	0,2	1	0,2	28	1,9	7,8	9,2	18,5
24	12	4,1				20	12			
25	10	0,7				29	7,2			
26	22	1,6				32	5,2			
27	12	1,8				37	5			
28	4,8	1,2	6,2	1,8	18	40	7,6	11,4	9,8	35
31	7	1				42	11,2			
32	5	1,2				38	12			
33	6	1,2				35	8			
34	6	1				35	4			
35	8	2,2	6	2,2	26	30	3,4	10,8	10,2	35
38	10	2,8				31	3,2			
39	10	0,8				34	2,5			
40	4	3				31	9			
41	3	4				33	7			
42	17	3				40	14,8			
45	9	1,1	4,8	2	18	39	14	15	16	33
46	7	0,9				37	9,8			
48	6	0,8				36	5,9			
49	4	0,7				30	6			
52	1,1	2,5				22,4	10,2			
53	3	2,2	2,1	2	16	30	9,8	15,8	15,5	34
54	8	1,7				43	8,6			
55	9	1,6				39	8			

Tabelle A3-7: CO<sub>2</sub>-Konzentration in 100 cm Mietentiefe [Vol.-%]

Tag	Miete 1	Miete 2	Miete 3	Miete 4	Miete 5	Miete 6	Miete 7	Miete 8	Miete 10	Miete 11	Miete 12
0											
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	21	18,0	22	15	26	17,6	0,8	4,3	10,1	2	3,2
5	35	29,0	30	21	33	24	4,3	17	39	29	27
6	23	22,0	29	19	23	27	2,4	0,6	29	26	21
7	19	23,0	24	14	35	25	18,2	19	27	26	9,7
8	14	20,0	24	15	25	23	40	30	29	25	25
11	7	18,0	25	22	29	2	35	21	28	24	26
12	26	21,0	21	28	21	33	37	22	25	29	30
13	30	32,0	26	27	40	36	13	14	29	20	31
14	32	29,0	25	26	28	34	36	29	28	25	28
15	32	24,0	29	28	17	35	25	18	32	24,8	28
18	31	35,0	22	25	19	20	23	31	22,8	26,8	31
19	26	22,0	23	21	31	30	25	29	29	23	19
20	23	33,0	21	23	11	28	28	31	24,8	16,5	21
21	26	27,0	21	24	26	31	29	30	26	27	24
22	22	21,0	25	21	26	33	45	26	22	24	29
25							41	26,6	28	26	24
26							40	27	24	24	28
27							38	27,2	23,8	24,1	22
28	12	12,0	14	17	10,5	25	20	26	23	25	21,5
29	18	14,0	18	19	21,1	25	0,3	1,5	22	22	19
32	11	15,0	23	25	36,6	23	11,1	2,8	18	20	20
33	9	14,0	23	18	20	20	18,4	2,3	22,9	22	20,2
34	14	12,0	25	22	25	25	38	2	27	17	18,8
35	17	13,0	20	18	13	29,9	29	15,8	25,5	17,3	19,4
36	17	14,0	24	19	18	27	29,4	16	25	19	19
39	17	18,0	18	17	32	20	27	15	20	18	15
40	12	16,0	18	19	13	25	28,3	11	20	18,1	20,1
41	14	28,0	21	21	24	29	28	4,7	22	17,8	19,2
42	18	27,0	21,6	19	21	23	23,5	10,3	24	18,6	19,7
43	21	24,0	23	13	11	19	17	17	24,4	18,8	20,9
46	19	32	17	16	23	19	26	19,2	19	17	24
47	19	30	19	19	21	18					
48	24	22	21	19,8	26	14					
49	21	26	20,5	17,5	20,5	16					
50	20	31	19,8	19	21,8	14					
53	18	29	23	21	17	20					
54	20	32	25	22	17,5	22					
55	21,4	34	19	19,3	19,5	16					
56	26	15	14	14	19	14					



Tabelle A3-8: CO<sub>2</sub>-Konzentration in 30 cm und 100 cm Mietentiefe [Vol.-%]

Tag	CO <sub>2</sub> in 30 cm Tiefe					CO <sub>2</sub> in 100 cm Tiefe				
	Miete 22	Miete 23	Miete 24	Miete 25	Miete 26	Miete 22	Miete 23	Miete 24	Miete 25	Miete 26
0	50	48				76	52			
3	22	18				50	37			
4	16	14,5				54	30			
5	20	14				54	30			
6	24	12				50	26			
7	12	4	10,8	17	16,5	36	17,5	41	42	27
10	28	8				45	21			
11	30	7,6				39	17			
12	31	7				42	29			
13	27	7				41	18			
14	19	7,2	9	8	13,5	41	10,9	27	30	25
17	18	6,8				38	24			
18	22	8,2				33	33			
19	20	7,8				36	30			
20	8,1	10,8				21,5	22			
21	14	1,8	5,6	17	6	54	17,5	28	28	28
24	24	13				29	27			
25	16	8,6				36	24			
26	28	14				34	21			
27	24	14				37	20			
28	21,5	7,8	26	21	25	36	25	28	29	31
31	20,5	5,8				40	25			
32	16	5,6				38	27			
33	12	8,6				37	16			
34	14	8				35	15			
35	17	9,6	18	19	34	34	18	27	31	34
38	16	9,2				34	16			
39	18	18				34	21			
40	20	18				37	28			
41	17	18				36	26			
42	28	19,5				35	32			
45	21	11,6	10,2	8,8	23	39	31	29	30	36
46	20	11				38	28			
48	15	10,7				36	23			
49	14	10,1				30	22			
52	12	16				28	28			
53	15	16	8,6	8,2	36	30	28	30	31	34
54	16,5	16				39	28			
55	17	15				38	27			

Tabelle A3-9: H<sub>2</sub>S-Konzentration in 100 cm Mietentiefe [ppm]

Tag	Miete 1	Miete 2	Miete 3	Miete 4	Miete 5	Miete 6	Miete 7	Miete 8	Miete 10	Miete 11	Miete 12
0											
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	59,1	56,0	14,3	14,3	132	146	0	0	110	83,2	50
5	82,4	44,7	32,4	11,9	101	148	10	2	136	76,6	28,8
6	7,8	12,8	15,6	7,5	51,6	24,2	53	1	166	60	49,3
7	3,3	7,1	8	3,4	67,7	20,2	7,8	2	172	58	0
8	11,3	6,0	8	3	49,5	31,5	0	0	199	43	200
11	9	7,0	6,5	3	7,9	6,9	63	12	185	30,2	118
12	58	21,3	24,3	24,6	146	61,3	187	79,4	138	27,4	74,6
13	80	82,9	38,3	31,8	250	146	114	0	128	17,3	113
14	105	111,0	40,3	24,8	230	178	317	32	140	23,4	81
15	108	25,5	38,4	35,5	4,6	200	513	29	188	10,7	93,5
18	193	66,7	5,1	6,2	6,2	131	0	0	60,8	89,1	64,6
19	18	45,1	20,7	31,7	127	56,4	123	44,6	66	20,2	45,2
20	50,1	163,0	29,4	9,4	8,3	95,1	8,2	0	35,7	0	50,1
21	82,4	57,7	11,8	5,7	16,7	122	11,9	54	132	33,6	66,4
22	14,6	62,7	20,3	28,5	86,4	119	16,4	2,6	43,8	26,9	67,4
25							23,2	4,1	94,9	6,8	36,5
26							47,8	26,1	84,3	11,1	26,9
27							12	3,8	51,1	11,2	34,8
28	2,4	22,9	0	8,9	7,5	22,5	0	2,6	29,5	10,8	36
29	3,1	34,1	7,1	14,3	21,4	19,6	0	0	33,7	8,9	4,1
32	2,4	62,8	13,5	21,4	30,6	16,7	3,1	0,1	49,2	2,4	0
33	2,6	7,9	19,7	3,4	15,7	3,4	4,6	0	60,5	7,7	5,2
34	28,2	16,8	13,8	6,1	46,6	4,8	5,5	0	24	0	13,3
35	29,5	7,4	19,4	17,2	7,1	29,7	2,1	0,1	25,5	2,1	10,2
36	26,8	6,6	28,3	13,3	21	16,8	0	0	29,7	4,6	8,4
39	6,7	12,0	11,4	5,2	15,8	0	0	0	0	0	3,1
40	3,9	30,1	16,5	3,8	6,9	7,9	0	0	21	0	1,3
41	4,5	27,2	11,1	18,5	40,5	13,5	21	0,2	43,1	0	1,4
42	21,6	29,0	11,4	14	32,1	9,3	70	0	28,1	0	0,7
43	43,1	27,1	11,5	2,4	0	2,1	0	0	26,8	0	0,8
46	51	14,8	6,5	0	30	0	0	0	13	0	0
47	45	7	9	5	34	1					
48	48	12,2	7,5	6,5	58	1					
49	41	15	7,1	6,1	21	0					
50	41	19,1	8	5,8	16,5	0					
53	39,1	36,4	25,2	7,2	0	0					
54	32	20,8	20	9	5,8	0					
55	26,4	8,1	9,6	6,1	3,1	0					
56	15,9	6	4,8	4,4	2,2	0					

Tabelle A3-10: H<sub>2</sub>S-Konzentration in 30 cm und 100 cm Mietentiefe [ppm]

Tag	H <sub>2</sub> S in 30 cm Tiefe					H <sub>2</sub> S in 100 cm Tiefe				
	Miete 22	Miete 23	Miete 24	Miete 25	Miete 26	Miete 22	Miete 23	Miete 24	Miete 25	Miete 26
0	22	18				71	59			
3	10	9				40	40			
4	4	6				52	61			
5	7	8				40	65			
6	13	10				37	70			
7	3	3	4	8	8	64	8	378	258	129
10	8	4				94	8			
11	9	5				26	9			
12	4	3				64	30			
13	4	3				62	31			
14	4	3	0	4	4	76	5	17	81	360
17	3	4				58	18			
18	3	9				43	144			
19	3	7				47	100			
20	5	8				8	141			
21	3	3	0	3	3	55	8	31	158	53
24	5	8				57	145			
25	3	3				53	8			
26	5	8				12	6			
27	3	8				54	6			
28	3	3	70	20	7	62	75	106	154	48
31	3	1				115	55			
32	0	3				75	55			
33	0	3				80	3			
34	0	3				90	3			
35	0	0	55	31	5	105	2	190	146	61
38	0	0				90	2			
39	0	3				70	4			
40	0	3				56	10			
41	0	3				58	16			
42	4	3				95	60			
45	0	2	3	7	8	91	55	110	105	63
46	0	0				85	61			
48	0	0				80	69			
49	0	0				79	56			
52	0	0				74	41			
53	0	0	0	3	5	90	44	80	110	41
54	0	0				101	50			
55	0	0				95	49			

Tabelle A3-11: H<sub>2</sub>-Konzentration in 30 cm und 100 cm Mietentiefe [ppm]

Tag	H <sub>2</sub> in 30 cm Tiefe					H <sub>2</sub> in 100 cm Tiefe				
	Miete 22	Miete 23	Miete 24	Miete 25	Miete 26	Miete 22	Miete 23	Miete 24	Miete 25	Miete 26
0	> 2000	> 2000				> 2000	> 2000			
3	375	265				1410	790			
4	265	270				720	895			
5	352	310				718	900			
6	475	375				715	1100			
7	100	105	123	190	570	1140	650	1810	1280	1020
10	170	180				575	520			
11	520	285				525	655			
12	110	135				610	800			
13	100	140				600	410			
14	100	185	120	235	675	570	350	850	805	2000
17	90	185				610	410			
18	90	385				615	540			
19	85	360				600	560			
20	145	170				410	870			
21	95	65	15	230	105	560	340	525	850	460
24	175	310				515	1200			
25	85	120				470	415			
26	120	160				380	420			
27	130	155				510	415			
28	180	375	410	140	145	560	1010	750	540	260
31	170	90				690	615			
32	60	80				500	485			
33	50	80				710	152			
34	45	85				750	165			
35	50	70	425	160	105	615	305	760	610	320
38	42	74				560	195			
39	35	390				510	410			
40	55	340				440	400			
41	52	330				480	420			
42	280	180				485	405			
45	35	100	280	180	100	650	440	620	610	140
46	28	90				580	480			
48	25	70				520	520			
49	25	68				780	500			
52	25	50				1000	370			
53	30	55	260	200	80	750	390	600	630	110
54	40	110				600	450			
55	41	95				615	425			

**Tabelle A3-12: O<sub>2</sub>-Konzentration in 100 cm Mietentiefe [Vol.-%]**

Tag	Miete 7	Miete 8	Miete 10	Miete 11	Miete 12
0					
1	20,8	19,5	0	0	0
4	20,7	18,7	0,2	0,6	7,2
5	19,4	12,6	0,3	0,8	2,8
6	18,7	13,7	1,8	1,8	1,7
7	19,2	10,4	1,2	1	10,9
8	18,8	8,3	0,6	0,9	1,6
11	19,3	21,2	1,9	3,7	3
12	7,1	18	2,5	2	1,8
13	0,4	0,4	3	7,1	1,3
14	0,5	3,1	1,2	1	1,8
15	1,2	2,7	1,2	2,1	2,9
18	9,7	9,9	2,5	2,7	0,8
19	0,1	1,2	1,5	1,6	6,4
20	6,8	7,5	1,7	6,5	7,2
21	7,9	0,5	1,4	1,4	9,5
22	0,4	4,1	4,1	2,4	1,5
25	0,7	4,2	1,4	2,2	1,3
26	2,1	3,3	4,3	2,5	2,1
27	6,3	2	2,9	2,4	1,1
28	8,7	1	2,7	1,8	1
29	21	20	2,8	2,5	3,4
32	10,8	18	5,2	4,1	6,5
33	5,6	18,8	3,3	3,2	4
34	3,1	19,7	2	5,7	3,2
35	3,8	14,7	2,1	5	3,4
36	4,6	8,1	2,4	4,7	3
39	4,2	7,5	3,4	6,1	6,1
40	2,7	7,4	2,8	6	4,8
41	2,1	9	2,4	5	3,7
42	0,4	16,5	2,6	4,8	2,7
43	7,5	4,8	2,1	4,6	7,2
46	4,5	7,3	4,8	5,5	3,6

**TabelleA3-13: O<sub>2</sub>-Konzentration in 30 cm und 100 cm Mietentiefe [Vol.-%]**

Tag	O <sub>2</sub> in 30 cm Tiefe					O <sub>2</sub> in 100 cm Tiefe				
	Miete 22	Miete 23	Miete 24	Miete 25	Miete 26	Miete 22	Miete 23	Miete 24	Miete 25	Miete 26
0	4,5	0,8				0	0			
3	5,1	15,6				0,4	0,5			
4	12,7	8,5				0,5	0			
5	8,2	7,5				3,2	0			
6	4	13,1				4	0,3			
7	12,1	18,3	9,3	3,4	2,4	1,7	0,4	0,5	0,3	0,4
10	2,2	13,2				0,6	1,2			
11	6,7	15,8				0,6	0,6			
12	4,7	17,3				0,6	0			
13	5,2	17,1				0,6	0			
14	8,2	16,7	8,9	13,3	4,8	0,6	6,4	0,5	0,5	0,2
17	7,1	17,1				0,6	4,1			
18	6,1	14,1				0,7	0,5			
19	6,6	14,8				0,6	0,6			
20	15,2	13,4				0,6	0,4			
21	8	19,8	15,3	4,5	14,2	0,6	0,5	0,7	0,5	0,6
24	2,3	10,3				0,6	0,3			
25	6,5	13,2				0,6	0,8			
26	2,5	11,9				0,7	1,8			
27	3	10,8				0,7	1,8			
28	6,7	16,1	0,6	0,9	1,6	0,9	0,4	0,6	0,5	0,5
31	5,4	15,2				0,7	0,6			
32	9,9	15,3				0,7	0,4			
33	8,8	11,8				0,7	4,8			
34	9,2	11,5				0,6	4,1			
35	9	11,6	0,6	1	4,8	0,6	2,9	0,6	0,6	0,8
38	8	11,4				0,6	2,7			
39	7,9	0,7				0,6	0,4			
40	2,6	2				0,5	0,6			
41	3	3,2				0,5	0,5			
42	0,9	2,7				0,6	0,4			
45	6,7	9,7	0,9	1,2	7	0,5	0,6	0,6	0,6	0,7
46	7,5	9,7				0,6	0,5			
48	9	9,8				0,6	0,5			
49	9	9,7				0,5	0,5			
52	9,5	8,2				0,5	0,6			
53	8	7,6	0,7	0,9	5	0,5	0,6	0,6	0,6	0,5
54	4,9	4,4				0,5	0,6			
55	5,4	4,6				0,5	0,6			

Tabelle A3-14: Temperaturdaten in 100 cm Mietentiefe [°C]

Tag	Miete 1	Miete 2	Miete 3	Miete 4	Miete 5	Miete 6	Miete 7	Miete 8	Miete 10	Miete 11	Miete 12
0											
1											
4	40	41	42	42	47	48			40	41	59
5	41	42	38	44	43	46	41	50	41	42	55
6	43	45	45	45	46	48	42	49	43	45	61
7	40	43	44	46	46	51	42	48	40	43	53
8	42	42	48	44	48	52	43	46	42	42	53
11	47	45	47	50	53	53	42	49	47	45	54
12	49	47	47	52	53	57	46	51	49	47	39
13	49	47	47	47	59	56	41	47	49	47	46
14	46	51	47	53	50	52	41	43	46	51	48
15	49	49	49	48	56	43	41	46	49	49	49
18	47	50	50	53	58	54	46	42	47	50	60
19	48	49	52	51	55	46	46	42	48	49	50
20	45	48	44	49	54	43	39	39	45	48	46
21	47	49	51	52	53	45	46	41	47	49	42
22	39	39	36	35	57	52	48	37	39	39	43
25	49	49	47	47	52	44	31	33	49	49	45
26									48	50	44
27									47	50	44
28	46	49	47	47	52	44	45	44	46	49	43
29	46	48	46	47	53	44	43	43	46	48	60
32	47	42	48	45	53	45	45	40	47	42	60
33	48	49	49	42	49	39	28	28	48	49	60
34	45	44	47	47	48	37	30	33	45	44	60
35	46	45	46	46	50	39	30	30	46	45	59
36	53	49	34	34	55	45	30	29	53	49	57
39	42	41	36	36	53	41	36	35	42	41	54
40	47	40	37	38	58	43	32	30	47	40	50
41	38	41	42	37	56	43	28	27	38	41	51
42	39	39	38	37	56	45	29	27	39	39	49
43	39	39	34	36	58	45	29	28	39	39	49
46	43	40	39	35	56	45	37	35	43	40	50
47	40	40	38	35	56	46			40	40	50
48	41	39	35	37	58	46			41	39	49
49	40	40	39	36	54	44			40	40	50
50	40	38	40	35	52	44			40	38	48
54	38	36	31	37	54	44			38	36	46
55	38	38	33	36	52	42			38	38	48
56	40	38	36	38	50	42			40	38	48
57	39	39	39	39	45	40			57	39	49

**Tabelle A3-15: Temperaturdaten in 100 cm Mietentiefe [°C]**

Tag	Miete 13	Miete 14	Miete 15	Miete 16	Miete 17	Miete 18	Miete 19	Miete 20
0	43	44	43	43	44	35	34	35
1	42	42	48	47	57	46	47	55
4	40	41	50	52	57	48	48	52
5	41	42	51	54	53	41	41	50
6	43	45	51	55	56	42	42	49
7	42	43	52	52	56	42	42	48
8	42	42	51	54	58	43	43	46
11	47	45	53	50	63	42	42	49
12	49	47	54	52	63	46	46	51
13	49	47	47	51	59	42	41	49
14	46	51	47	53	60	41	41	53
15	49	49	49	48	64	40	41	56
18	47	50	57	53	68	46	46	52
19	48	49	58	51	65	47	46	52
20	45	48	58	49	64	39	39	49
21	47	49	57	52	63	46	46	51
22	49	45	56	45	67	48	49	53
25	51	42	59	47	62	41	41	53
26	50	49	56	49	69	43	43	52
27	49	49	59	49	69	43	44	53
28	46	49	57	48	62	45	45	54
29	46	48	56	52	63	43	42	53
32	47	42	58	49	63	45	44	50
33	48	49	59	48	59	27	28	48
34	45	44	57	47	58	30	30	43
35	46	45	56	46	60	30	31	40
36	53	49	54	42	55	30	32	39
39	42	41	56	39	53	36	36	38
40	42	40	57	38	58	32	32	36
41	38	41	52	37	56	29	28	34
42	39	39	49	38	56	29	29	34
43	39	39	54	36	58	30	29	35
46	43	40	52	35	56	37	37	40
47	40	40	52	36	56	36	36	41
48	41	39	55	37	58	32	32	40
49	40	40	53	38	54	29	28	39
50	40	38	52	39	55	28	29	37
54	38	36	56	37	54	35	34	35
55	38	38	57	36	52	38	37	35
56	40	38	55	38	55	36	36	38
57	39	39	54	39	55	34	35	37



TabelleA3-16: Temperaturdaten in 30 cm und 100 cm Mietentiefe [°C]

Tag	Temperatur in 30 cm Tiefe					Temperatur in 100 cm Tiefe				
	Miete 22	Miete 23	Miete 24	Miete 25	Miete 26	Miete 22	Miete 23	Miete 24	Miete 25	Miete 26
0	46	52				42	61			
3	54	55				46	61			
4	66	56				49	61			
5	66	56				49	60			
6	64	69				48	65			
7	60	56	50	53	56	48	57	46	49	54
8	59	72				49	63			
11	59	58				50	67			
12	65	65				54	55			
13	57	65				57	55			
14	56	62	51	55	60	53	48	49	53	58
15	63	66				50	44			
18	62	66				54	61			
19	59	68				55	60			
20	58	68				55	59			
21	56	64	51	53	62	54	61	49	51	62
22	63	73				54	52			
25	58	68				57	63			
26	58	72				53	63			
27	58	72				52	62			
28	58	71	50	52	65	52	62	48	50	65
29	60	72				51	63			
32	59	72				52	66			
33	60	72				52	67			
34	61	72				52	64			
35	58	71	52	53	60	54	63	50	51	60
36	59	71				52	62			
39	58	50				52	62			
40	59	61				54	47			
41	58	69				53	50			
42	58	65				54	60			
43	58	72	51	51	67	55	52	49	49	67
46	58	70				54	64			
47	57	72				54	64			
48	57	72				54	63			
49	59	67				52	64			
50	59	67	50	51	61	51	61	48	49	61
54	57	66				51	57			
55	58	66				51	59			

## ANHANG 4 - Substratdaten

### Miete 1

**Tabelle A4-1: Substratdaten Miete 1**

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	P ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
12.08.2011	55,14	44,86	48,59	242,26	237,10	5,16	10,30	4,58	10,08	3,99	32,60
22.08.2011	45,46	54,54	45,62	239,30	235,91	3,39	-	-	-	-	-
29.08.2011	47,71	52,29	43,37	241,98	237,90	4,08	13,00	4,33	10,90	4,55	33,30
05.09.2011	46,32	53,68	43,75	240,49	234,59	5,90	-	-	-	-	-
12.09.2011	48,33	51,67	40,47	204,88	199,77	5,11	15,00	4,38	11,10	4,90	39,50
19.09.2011	48,11	51,89	40,52	205,51	199,44	6,07	-	-	-	-	-
26.09.2011	48,51	51,49	41,40	210,62	204,31	6,31	13,00	5,56	11,40	5,06	36,80
30.09.2011	47,38	52,62	41,57	216,76	210,88	5,88	-	-	-	-	-
10.10.2011	51,72	48,28	39,59	217,94	212,20	5,74	13,00	3,47	11,20	5,07	39,20

### Miete 2

**Tabelle A4-2: Substratdaten Miete 2**

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	P ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
12.08.2011	55,14	44,86	48,59	242,26	237,10	5,16	10,30	4,58	10,08	3,99	32,60
22.08.2011	43,21	56,79	45,80	252,40	248,11	4,29	-	-	-	-	-
29.08.2011	50,52	49,48	45,94	233,54	229,38	4,16	12,00	4,11	10,20	4,18	38,20
05.09.2011	51,03	48,97	45,65	230,10	225,70	4,40	-	-	-	-	-
12.09.2011	46,25	53,75	44,69	204,88	201,40	3,48	16,00	4,43	9,98	4,63	33,00
19.09.2011	44,68	55,32	43,77	221,87	216,45	5,42	-	-	-	-	-
26.09.2011	48,53	51,47	43,65	220,15	215,00	5,15	14,00	4,38	11,90	5,45	39,00
30.09.2011	50,29	49,71	38,77	217,36	210,84	6,52	-	-	-	-	-
10.10.2011	47,88	52,12	42,59	224,06	217,91	6,15	15,00	3,24	10,10	5,22	36,10

### Miete 3

**Tabelle A4-3: Substratdaten Miete 3**

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	P ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
12.08.2011	34,00	66,00	35,22	181,23	177,86	3,37	7,80	1,91	9,65	4,90	26,00
22.08.2011	30,82	69,18	34,16	156,48	151,63	4,85	-	-	-	-	-
29.08.2011	36,77	63,23	34,71	186,16	182,84	3,32	9,60	2,29	10,00	5,15	26,60
05.09.2011	39,85	60,15	33,73	162,25	158,35	3,90	-	-	-	-	-
12.09.2011	40,63	59,37	32,64	176,87	173,55	3,33	9,40	2,35	10,30	6,10	26,20
19.09.2011	39,50	60,50	30,65	162,38	158,72	3,66	-	-	-	-	-
26.09.2011	38,52	61,48	28,78	151,63	147,87	3,76	8,00	2,01	9,72	7,11	28,80
30.09.2011	39,15	60,85	26,76	148,20	142,63	5,57	-	-	-	-	-
10.10.2011	39,72	60,28	28,75	161,69	158,94	2,75	7,70	2,05	9,39	6,52	26,50

## Miete 4

Tabelle A4-4: Substratdaten Miete 4

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	P ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
12.08.2011	34,00	66,00	35,22	181,23	177,86	3,37	7,80	1,91	9,65	4,90	26,00
22.08.2011	28,03	71,97	32,66	177,74	173,99	3,75	-	-	-	-	-
29.08.2011	30,62	69,38	31,69	167,39	164,85	2,54	9,50	2,36	10,50	5,59	28,00
05.09.2011	32,18	67,82	29,48	156,62	152,02	4,60	-	-	-	-	-
12.09.2011	33,14	66,86	29,74	151,33	147,95	3,38	9,40	2,25	9,94	6,14	30,00
19.09.2011	34,04	65,96	29,21	150,15	145,70	4,45	-	-	-	-	-
26.09.2011	35,57	64,43	28,56	146,51	142,73	3,79	8,90	2,06	9,72	6,81	29,90
30.09.2011	39,15	60,85	28,69	158,21	155,24	2,97	-	-	-	-	-
10.10.2011	33,28	66,72	29,02	161,40	157,98	3,42	9,10	2,04	8,65	5,70	27,90

## Miete 5

Tabelle A4-5: Substratdaten Miete 5

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	P ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
12.08.2011	55,14	44,86	48,59	242,26	237,10	5,16	10,30	4,58	10,08	3,99	32,60
22.08.2011	44,41	55,59	41,59	223,48	218,88	4,60	-	-	-	-	-
29.08.2011	47,08	52,92	40,95	225,41	220,77	4,64	14,00	4,39	11,80	4,82	38,80
05.09.2011	45,35	54,65	42,27	213,14	207,41	5,73	-	-	-	-	-
12.09.2011	44,63	55,37	37,14	183,22	177,43	5,79	14,00	4,76	11,30	5,40	37,00
19.09.2011	44,49	55,51	37,94	194,20	187,41	6,79	-	-	-	-	-
26.09.2011	38,91	61,09	34,04	178,80	172,91	5,89	11,00	4,86	11,20	5,40	40,60
30.09.2011	42,49	57,51	34,40	193,36	188,06	5,30	-	-	-	-	-
10.10.2011	45,80	54,20	34,65	177,90	171,13	6,77	13,00	5,17	12,40	5,91	41,60

## Miete 6

Tabelle A4-6: Substratdaten Miete 6

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	P ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
12.08.2011	34,00	66,00	35,22	181,23	177,86	3,37	7,80	1,91	9,65	4,90	26,00
22.08.2011	23,69	76,31	33,64	176,28	172,13	4,15	-	-	-	-	-
29.08.2011	33,28	66,72	30,59	163,94	159,92	4,02	10,00	2,29	10,10	5,33	34,00
05.09.2011	34,72	65,28	30,15	154,81	151,18	3,63	-	-	-	-	-
12.09.2011	33,02	66,98	27,67	154,60	150,46	4,14	7,10	2,32	9,92	6,79	29,00
19.09.2011	32,38	67,62	27,27	142,45	137,58	4,87	-	-	-	-	-
26.09.2011	30,74	69,26	26,60	136,08	131,18	4,90	9,50	2,12	9,58	6,76	30,10
30.09.2011	27,99	72,01	26,27	141,67	134,87	6,80	-	-	-	-	-
10.10.2011	33,72	66,28	26,17	130,26	126,96	3,30	8,70	2,11	10,50	7,95	28,30

## Miete 7

Tabelle A4-7: Substratdaten Miete 7

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	P ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
06.09.2011	83,33	16,67	88,90	429,24	427,83	1,41	19,00	2,39	13,00	2,88	10,40
12.09.2011	81,02	18,98	80,11	401,90	399,49	2,41	-	-	-	-	-
19.09.2011	75,82	24,18	49,83	256,17	252,36	3,81	13,00	4,35	12,00	6,23	27,10
26.09.2011	77,33	22,67	63,10	305,57	300,97	4,60	-	-	-	-	-
30.09.2011	77,41	22,59	57,02	300,47	296,05	4,42	16,00	3,28	15,30	5,50	28,30
10.10.2011	80,16	19,84	61,20	314,49	310,55	3,94	-	-	-	-	-
17.10.2011	77,13	22,87	61,16	333,14	327,65	5,49	19,00	4,90	14,20	6,30	37,30
24.10.2011	77,23	22,77	61,99	322,88	316,06	6,82	-	-	-	-	-
01.11.2011	83,25	16,75	74,21	391,35	389,32	2,03	23,00	4,45	13,50	4,98	21,50

## Miete 8

Tabelle A4-8: Substratdaten Miete 8

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	P ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
06.09.2011	78,40	21,60	84,67	417,86	416,06	1,80	19,50	3,12	17,75	3,19	14,30
12.09.2011	75,59	24,41	70,35	349,74	344,55	5,19	-	-	-	-	-
19.09.2011	72,46	27,54	64,07	316,86	311,58	5,28	10,00	2,69	11,80	4,78	32,10
26.09.2011	75,14	24,86	55,24	275,08	272,44	2,64	-	-	-	-	-
30.09.2011	78,53	21,47	62,35	324,20	321,51	2,69	21,00	4,66	14,70	6,08	26,60
10.10.2011	76,81	23,19	64,46	325,53	322,45	3,08	-	-	-	-	-
17.10.2011	74,25	25,75	54,15	271,01	267,88	3,13	16,00	4,66	19,00	4,94	31,50
24.10.2011	68,64	31,36	52,71	272,25	266,17	6,08	-	-	-	-	-
01.11.2011	65,18	34,82	58,15	298,60	293,60	5,00	24,00	3,72	19,94	5,92	35,20

## Miete 10

Tabelle A4-10: Substratdaten Miete 10

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	P ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
02.11.2011	51,67	48,33	47,44	243,82	239,59	4,23	13,00	2,68	11,20	5,98	34,70
07.11.2011	43,42	56,58	42,55	218,23	214,88	3,35	-	-	-	-	-
14.11.2011	41,06	58,94	41,95	225,16	222,61	2,55	12,00	2,40	11,70	6,60	29,10
21.11.2011	36,77	63,23	42,20	229,49	225,82	3,67	-	-	-	-	-
28.11.2011	41,36	58,64	41,40	221,50	217,13	4,37	11,00	2,00	9,56	6,37	27,90
05.12.2011	42,54	57,46	36,61	207,57	202,40	5,17	-	-	-	-	-
12.12.2011	42,91	57,09	39,74	215,47	211,23	4,24	7,50	2,54	12,60	7,43	33,10
09.01.2012	44,29	55,71	36,52	178,75	173,52	5,23	6,80	2,04	10,80	6,45	29,80
16.01.2012	51,72	48,28	42,00	216,47	210,40	6,07	-	-	-	-	-
31.01.2012	40,12	59,88	37,84	205,13	200,94	4,19	-	-	-	-	-
13.02.2012	42,52	57,48	33,90	181,14	175,49	5,65	-	-	-	-	-
27.02.2012	52,84	47,16	36,93	192,22	187,22	5,00	-	-	-	-	-
05.03.2012	46,22	53,78	37,01	191,10	185,69	5,41	9,00	2,07	10,80	7,24	29,20

## Miete 11

Tabelle A4-11: Substratdaten Miete 11

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	P ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
28.10.2011	35,85	64,15	44,79	229,59	227,35	2,24	10,20	1,64	8,59	5,76	25,75
02.11.2011	34,34	65,66	41,67	203,22	200,93	2,29	8,60	1,47	9,95	7,44	28,30
07.11.2011	31,20	68,80	35,23	194,26	191,09	3,17	-	-	-	-	-
14.11.2011	32,57	67,43	35,74	184,36	181,29	3,07	8,20	1,54	9,13	8,02	28,60
21.11.2011	35,18	64,82	34,26	173,71	169,42	4,29	-	-	-	-	-
28.11.2011	36,25	63,75	35,57	180,51	175,04	5,47	8,40	1,56	9,30	6,85	30,00
05.12.2011	36,26	63,74	37,07	188,79	184,60	4,19	-	-	-	-	-
12.12.2011	33,90	66,10	37,24	205,10	201,19	3,91	7,50	1,70	9,58	7,60	30,30
09.01.2012	37,20	62,80	34,50	167,00	161,86	5,14	7,30	1,40	9,40	8,10	28,50
16.01.2012	40,94	59,06	32,17	171,60	167,01	4,59	-	-	-	-	-
31.01.2012	42,78	57,22	31,83	166,43	161,73	4,70	-	-	-	-	-
13.02.2012	30,92	69,08	33,25	168,23	162,99	5,23	-	-	-	-	-
27.02.2012	51,28	48,72	36,43	170,19	164,53	5,66	-	-	-	-	-
05.03.2012	33,91	66,09	36,38	173,15	167,79	5,36	7,10	1,47	9,69	8,00	29,30

## Miete 12

Tabelle A4-12: Substratdaten Miete 12

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	P ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
04.11.2011	35,85	64,15	44,79	229,59	227,35	2,24	10,20	1,64	8,59	5,76	25,75
07.11.2011	41,55	58,45	36,80	195,19	192,25	2,94	6,70	1,55	9,49	7,18	28,10
14.11.2011	40,61	59,39	39,02	193,32	190,31	3,01	-	-	-	-	-
21.11.2011	36,55	63,45	34,68	186,56	183,18	3,38	9,20	1,71	8,66	5,35	27,50
28.11.2011	33,40	66,60	35,55	176,82	172,77	4,05	-	-	-	-	-
05.12.2011	32,45	67,55	35,39	179,35	174,59	4,76	10,00	1,94	10,30	5,84	33,00
12.12.2011	34,05	65,95	32,48	177,99	174,34	3,65	-	-	-	-	-
09.01.2012	35,84	64,16	32,65	162,75	158,30	4,45	-	-	-	-	-
16.01.2012	44,81	55,19	29,41	152,05	148,21	3,84	9,60	1,94	9,39	5,05	27,20
31.01.2012	52,10	47,90	29,26	154,15	148,87	5,28	-	-	-	-	-
13.02.2012	44,52	55,48	27,89	155,27	150,98	4,28	-	-	-	-	-
27.02.2012	31,69	68,31	26,72	150,46	146,79	3,68	-	-	-	-	-
05.03.2012	37,49	62,51	30,70	164,04	159,01	5,03	-	-	-	-	-
12.03.2012	31,17	68,83	29,72	163,01	158,48	4,53	8,20	1,93	9,30	5,79	28,20

Miete 13

Tabelle A4-13: Substratdaten Miete 13

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	NH4-N [mg/kg TS]	NO3-N [mg/kg TS]	P ges [mg/g]	S ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
21.03.2012	36,38	63,62	43,38	236,36	229,23	7,13	9,80	36	43	1,61	1,70	5,73	4,22	35,09
26.03.2012	43,22	56,78	43,74	228,14	222,23	5,91		-	-	-	-	-	-	-
03.04.2012	40,65	59,35	45,43	220,57	214,92	5,65	8,50	647	26	1,48	1,40	-	-	-
10.04.2012	39,71	60,29	42,54	206,65	199,57	7,07		-	-	-	-	-	-	-
17.04.2012	45,03	54,97	40,17	211,06	204,91	6,16	9,30	496	30	1,61	1,50	-	-	-
24.04.2012	41,87	58,13	42,48	215,69	209,49	6,20		-	-	-	-	-	-	-
02.05.2012	40,70	59,30	38,53	194,35	187,41	6,93	9,10	533	20	1,66	1,70	-	-	-
07.05.2012	43,73	56,27	35,59	204,61	197,90	6,71		-	-	-	-	-	-	-
15.05.2012	45,46	54,54	41,27	222,23	214,95	7,28	9,30	1019	22	2,14	1,70	-	-	-
22.05.2012	43,30	56,70	38,91	221,40	214,50	6,90		-	-	-	-	-	-	-
29.05.2012	51,85	48,15	43,59	228,15	221,71	6,43	10,00	382	18	2,57	1,70	6,23	3,68	34,31

Miete 14

Tabelle A4-14: Substratdaten Miete 14

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	NH4-N [mg/kg TS]	NO3-N [mg/kg TS]	P ges [mg/g]	S ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
21.03.2012	36,38	63,62	43,38	236,36	229,23	7,13	9,80	36	43	1,61	1,70	5,73	4,22	35,09
26.03.2012	43,22	56,78	43,74	228,14	222,23	5,91		-	-	-	-	-	-	-
03.04.2012	40,65	59,35	43,51	224,88	219,23	5,65	8,50	647	26	1,48	1,40	-	-	-
10.04.2012	39,71	60,29	42,54	206,65	199,57	7,07		-	-	-	-	-	-	-
17.04.2012	43,37	56,63	43,06	220,50	214,48	6,02	9,60	544	19	1,48	1,50	-	-	-
24.04.2012	40,60	59,40	40,79	216,35	209,38	6,96		-	-	-	-	-	-	-
02.05.2012	39,68	60,32	38,92	214,42	207,83	6,59	9,30	441	28	1,88	1,60	-	-	-
07.05.2012	44,03	55,97	43,75	230,21	223,37	6,84		-	-	-	-	-	-	-
15.05.2012	39,65	60,35	42,84	232,84	226,29	6,55	9,60	649	16	1,66	1,60	-	-	-
22.05.2012	40,40	59,60	41,67	223,83	216,69	7,15		-	-	-	-	-	-	-
29.05.2012	46,24	53,76	41,95	227,52	219,58	7,94	8,90	714	25	1,79	1,60	5,40	4,40	39,95

Miete 15

Tabelle A4-15: Substratdaten Miete 15

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	NH4-N [mg/kg TS]	NO3-N [mg/kg TS]	P ges [mg/g]	S ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
21.03.2012	39,83	60,17	48,81	265,30	260,63	4,67	10,50	106	26	1,75	1,70	6,06	3,44	31,30
26.03.2012	42,71	57,29	42,26	231,76	225,79	5,97		-	-	-	-	-	-	-
03.04.2012	41,96	58,04	43,98	212,88	207,23	5,65	10,30	772	34	1,57	1,50	-	-	-
10.04.2012	45,95	54,05	43,41	219,84	214,22	5,63		-	-	-	-	-	-	-
17.04.2012	43,25	56,75	38,29	212,42	206,18	6,23	10,40	670	27	1,88	1,80	-	-	-
24.04.2012	40,96	59,04	39,34	210,20	203,56	6,64		-	-	-	-	-	-	-
02.05.2012	39,46	60,54	34,05	193,36	185,36	8,00	10,00	727	24	1,79	1,70	-	-	-
07.05.2012	44,19	55,81	37,13	187,72	179,47	8,26		-	-	-	-	-	-	-
15.05.2012	43,99	56,01	38,28	192,96	184,05	8,91	10,60	243	11	1,92	1,90	-	-	-
22.05.2012	33,81	66,19	32,21	168,50	159,60	8,90		-	-	-	-	-	-	-
29.05.2012	36,33	63,67	31,25	159,62	150,03	9,58	9,60	729	17	1,66	1,60	5,06	4,28	46,88

Miete 16

Tabelle A4-16: Substratdaten Miete 16

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	NH4-N [mg/kg TS]	NO3-N [mg/kg TS]	P ges [mg/g]	S ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
21.03.2012	40,30	59,70	50,21	257,90	253,21	4,70	9,30	27	64	1,70	1,60	6,23	3,62	29,45
26.03.2012	41,23	58,77	47,80	239,51	234,80	4,72		-	-	-	-	-	-	-
03.04.2012	41,16	58,84	50,42	234,18	228,34	5,84	9,30	738	27	1,53	1,50	-	-	-
10.04.2012	40,09	59,91	45,43	227,47	222,20	5,28		-	-	-	-	-	-	-
17.04.2012	39,11	60,89	42,80	218,81	213,16	5,65	8,80	499	20	1,48	1,50	-	-	-
24.04.2012	36,63	63,37	50,18	228,82	224,02	4,80		-	-	-	-	-	-	-
02.05.2012	41,40	58,60	41,50	230,21	222,85	7,36	9,60	1109	33	2,05	1,80	-	-	-
07.05.2012	33,63	66,37	45,04	221,52	213,58	7,94		-	-	-	-	-	-	-
15.05.2012	38,13	61,87	40,02	220,94	214,04	6,90	9,40	569	21	1,88	1,70	-	-	-
22.05.2012	37,27	62,73	39,07	220,75	213,40	7,35		-	-	-	-	-	-	-
29.05.2012	41,76	58,24	38,28	222,53	215,85	6,68	8,20	838	20	1,79	1,60	5,73	4,34	34,02

Miete 17

Tabelle A4-17: Substratdaten Miete 17

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	NH4-N [mg/kg TS]	NO3-N [mg/kg TS]	P ges [mg/g]	S ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
21.03.2012	40,90	59,10	51,51	264,59	259,90	4,70	9,70	27	26	1,53	1,50	5,65	3,32	30,02
26.03.2012	44,17	55,83	48,98	259,36	254,44	4,91	-	-	-	-	-	-	-	-
03.04.2012	41,01	58,99	45,77	228,40	223,65	4,74	9,10	481	22	1,70	1,50	-	-	-
10.04.2012	43,36	56,64	41,65	216,80	209,39	7,40	-	-	-	-	-	-	-	-
17.04.2012	38,76	61,24	37,91	198,03	192,37	5,66	9,00	327	22	1,44	1,50	-	-	-
24.04.2012	30,01	69,99	35,86	192,00	187,03	4,97	-	-	-	-	-	-	-	-
02.05.2012	37,70	62,30	38,06	184,87	178,38	6,49	9,10	443	18	1,61	1,60	-	-	-
07.05.2012	38,21	61,79	35,49	187,98	179,94	8,04	-	-	-	-	-	-	-	-
15.05.2012	41,67	58,33	36,90	182,90	176,55	6,35	9,50	247	13	1,66	1,60	-	-	-
22.05.2012	29,48	70,52	33,97	184,20	178,00	6,20	-	-	-	-	-	-	-	-
29.05.2012	35,10	64,90	31,00	152,73	145,93	6,80	8,10	351	14	1,75	1,40	4,73	3,56	36,66

Miete 18

Tabelle A4-18: Substratdaten Miete 18

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	NH4-N [mg/kg TS]	NO3-N [mg/kg TS]	P ges [mg/g]	S ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
21.03.2012	75,25	24,75	82,04	385,66	383,54	2,13	16,10	2.764	267	3,23	3,50	20,50	3,68	10,86
03.04.2012	74,80	25,20	76,66	361,45	357,42	4,03	29,40	1.809	778	6,50	6,00	-	-	-
10.04.2012	63,99	36,01	76,81	372,05	368,86	3,19	-	-	-	-	-	-	-	-
17.04.2012	78,21	21,79	79,10	367,90	365,29	2,61	22,50	3.158	330	4,15	6,10	-	-	-
24.04.2012	77,31	22,69	74,85	359,24	356,70	2,53	-	-	-	-	-	-	-	-
02.05.2012	67,87	32,13	72,84	367,12	363,60	3,52	30,80	2.365	486	7,16	7,90	-	-	-
07.05.2012	76,49	23,51	73,21	374,71	372,08	2,63	-	-	-	-	-	-	-	-
15.05.2012	76,71	23,29	72,34	359,43	356,72	2,71	36,40	1.924	515	6,33	8,70	-	-	-
22.05.2012	71,61	28,39	69,78	355,58	353,11	2,47	-	-	-	-	-	-	-	-
05.06.2012	76,42	23,58	70,17	360,05	357,01	3,05	35,20	373	2.070	7,37	7,30	41,09	8,93	24,80



Miete 19

Tabelle A4-19: Substratdaten Miete 19

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	NH4-N [mg/kg TS]	NO3-N [mg/kg TS]	P ges [mg/g]	S ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
21.03.2012	75,25	24,75	82,04	385,66	383,54	2,13	16,10	2.764	267	3,23	3,50	20,50	3,68	10,86
03.04.2012	75,86	24,14	76,04	364,94	361,62	3,32	28,00	1.292	464	6,81	6,30	-	-	-
10.04.2012	66,12	33,88	69,43	349,51	344,79	4,71	-	-	-	-	-	-	-	-
17.04.2012	65,87	34,13	82,11	381,71	379,52	2,19	33,70	422	281	4,41	7,80	-	-	-
24.04.2012	64,06	35,94	76,62	363,67	360,86	2,81	-	-	-	-	-	-	-	-
02.05.2012	74,13	25,87	77,16	384,76	382,83	1,93	28,20	31	433	5,89	6,00	-	-	-
07.05.2012	76,44	23,56	71,94	354,64	351,76	2,88	-	-	-	-	-	-	-	-
15.05.2012	73,01	26,99	74,06	358,64	355,54	3,10	31,60	1.541	563	7,37	6,70	-	-	-
22.05.2012	76,29	23,71	75,93	394,20	392,10	2,10	-	-	-	-	-	-	-	-
05.06.2012	78,69	21,31	74,59	370,04	366,85	3,19	29,40	2.478	751	6,72	7,80	32,38	6,88	21,51

Miete 20

Tabelle A4-20: Substratdaten Miete 20

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	NH4-N [mg/kg TS]	NO3-N [mg/kg TS]	P ges [mg/g]	S ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
21.03.2012	75,25	24,75	82,04	385,66	383,54	2,13	16,10	2.764	267	3,23	3,50	20,50	3,68	10,86
03.04.2012	48,87	51,13	57,88	301,77	297,80	3,97	25,00	94	91	4,71	4,60	-	-	-
10.04.2012	66,36	33,64	72,34	367,74	365,21	2,53	-	-	-	-	-	-	-	-
17.04.2012	74,07	25,93	75,26	358,65	354,28	4,37	34,30	139	463	7,64	6,50	-	-	-
24.04.2012	72,59	27,41	72,83	362,49	359,35	3,14	-	-	-	-	-	-	-	-
02.05.2012	71,57	28,43	73,41	368,27	365,00	3,27	32,60	1.013	633	6,55	8,70	-	-	-
07.05.2012	70,32	29,68	74,24	327,50	324,10	3,40	-	-	-	-	-	-	-	-
15.05.2012	69,61	30,39	71,57	325,40	321,94	3,47	37,70	1.211	1.027	7,68	8,50	-	-	-
22.05.2012	72,01	27,99	71,10	329,43	326,42	3,01	-	-	-	-	-	-	-	-
05.06.2012	75,18	24,82	71,49	359,07	354,27	4,80	32,40	3.288	484	7,81	7,90	43,75	8,56	27,66

## Miete 22

Tabelle A4-21: Substratdaten Miete 22

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	NH4-N [mg/kg TS]	NH3-N [mg/kg TS]	NO3-N [mg/kg TS]	P ges [mg/g]	S ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
17.08.2012	52,01	47,99	48,92	254,01	251,44	2,57	12,60	1.325	11	78	2,5	1,7	10,0	4,5	23,7
21.08.2012	47,38	52,62	46,63	243,77	240,63	3,14	12,30	1.425	2	87	2,2	1,5	-	-	-
27.08.2012	45,86	54,14	46,53	243,34	239,06	4,28	12,10	1.419	5	81	2,4	1,8	-	-	-
03.09.2012	38,06	61,94	42,35	226,28	221,98	4,30	12,60	581	2	105	2,4	1,6	-	-	-
10.09.2012	45,96	54,04	43,08	232,29	227,08	5,22	13,50	1.377	3	117	2,6	1,7	-	-	-
17.09.2012	30,68	69,32	39,51	209,88	205,99	3,89	11,70	995	18	83	2,5	1,6	-	-	-
24.09.2012	44,86	55,14	45,75	224,30	220,84	3,45	13,30	2.147	13	79	2,7	1,8	-	-	-
28.09.2012	47,70	52,30	46,88	235,85	233,44	2,40	13,50	1.667	2	110	2,6	1,8	-	-	-
09.10.2012	43,99	56,01	42,57	233,19	229,12	4,07	11,30	2.014	71	37	2,7	1,7	-	-	-
15.10.2012	50,52	49,48	50,61	270,68	267,82	2,85	15,10	1.956	2	88	2,8	2	-	-	-
22.10.2012	49,84	50,16	45,52	242,70	239,64	3,06	13,10	2.456	4	66	2,6	1,8	10,1	3,9	24,1
12.11.2012	40,92	59,08	39,93	232,45	227,98	4,47	13,10	1.300	149	52	2,7	2	-	-	-
26.11.2012	29,19	70,81	40,42	222,08	217,53	4,55	12,60	983	152	40	2,6	2,2	-	-	-
14.01.2012	45,84	54,16	38,47	226,52	220,29	6,23	-	709	99	46	-	-	-	-	-
11.02.2012	51,38	48,62	38,85	193,81	189,42	4,38	15,60	25	2	103	2,9	2	-	-	-

Miete 23

Tabelle A4-22: Substratdaten Miete 23

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	NH4-N [mg/kg TS]	NH3-N [mg/kg TS]	NO3-N [mg/kg TS]	P ges [mg/g]	S ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
17.08.2012	47,51	52,49	47,85	252,18	248,53	3,65	13,50	1.250	10	75	2,9	1,8	9,5	2,9	25,2
21.08.2012	43,10	56,90	46,28	243,77	240,72	3,05	13,20	1.381	20	63	2,7	1,7	-	-	-
27.08.2012	40,25	59,75	40,97	243,34	238,31	5,03	12,40	1.436	42	72	2,7	1,7	-	-	-
03.09.2012	34,99	65,01	39,90	226,28	222,47	3,81	13,20	692	12	58	2,8	1,9	-	-	-
10.09.2012	34,54	65,46	37,46	206,30	202,85	3,44	12,00	1.347	26	51	2,7	1,8	-	-	-
17.09.2012	31,88	68,12	37,00	209,88	202,85	7,03	13,20	1.145	15	45	2,9	1,8	-	-	-
24.09.2012	31,56	68,44	35,90	188,31	183,75	4,56	12,20	1.149	211	47	2,9	1,9	-	-	-
28.09.2012	32,53	67,47	34,41	186,66	182,57	4,09	13,50	1.233	370	37	3,4	1,7	-	-	-
09.10.2012	28,30	71,70	31,66	170,14	165,57	4,57	13,40	759	250	34	2,8	2,1	-	-	-
15.10.2012	30,82	69,18	33,56	174,35	169,77	4,58	12,40	1.284	464	33	2,8	1,8	-	-	-
22.10.2012	30,43	69,57	31,00	169,97	164,87	5,11	12,20	1.161	602	34	2,9	1,7	9,3	3,7	29,8
12.11.2012	21,27	78,73	30,02	150,32	144,80	5,52	12,50	447	104	26	3,0	1,7	-	-	-
26.11.2012	20,64	79,36	26,99	142,95	138,24	4,71	14,60	776	318	45	3,0	1,8	-	-	-
14.01.2012	24,91	75,09	26,50	135,60	130,17	5,43	-	13	2	298	-	-	-	-	-
11.02.2012	29,78	70,22	25,23	123,51	118,17	5,33	11,50	490	69	296	2,8	1,9	-	-	-

Miete 24

Tabelle A4-23: Substratdaten Miete 24

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	NH4-N [mg/kg TS]	NH3-N [mg/kg TS]	NO3-N [mg/kg TS]	P ges [mg/g]	S ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
11.03.2013	55,99	44,01	56,97	268,88	264,32	4,55	15,20	1.318	192	33	4,6	3	10,5	4,2	28,9
25.03.2013	52,64	47,36	54,38	266,30	263,06	3,24	13,80	1.731	23	42	4,5	2,5	-	-	-
08.04.2013	55,63	44,37	51,96	245,54	242,15	3,39	15,10	3.606	127	52	6,2	2,9	-	-	-
15.04.2013	53,06	46,94	50,58	244,54	239,73	4,81	-	3.110	20	41	-	-	-	-	-
22.04.2013	53,90	46,10	46,74	234,64	228,62	6,02	13,40	3.189	70	56	5,0	4,1	-	-	-
29.04.2013	52,16	47,84	50,44	239,84	234,14	5,69	-	2.216	91	69	-	-	-	-	-
06.05.2013	53,89	46,11	48,85	220,00	215,44	4,56	12,40	3.752	41	61	5,0	2,6	8,6	4,7	30,0
27.05.2013	40,37	59,63	49,16	215,14	208,93	6,21	16,60	1.107	231	99	6,2	3,3	-	-	-
03.06.2013	54,34	45,66	47,66	227,70	222,84	4,86	-	3.653	150	58	-	-	-	-	-
21.08.2013	42,05	57,95	44,86	217,78	211,76	6,02	-	566	40	525	-	-	-	-	-

Miete 25

Tabelle A4-24: Substratdaten Miete 25

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	NH4-N [mg/kg TS]	NH3-N [mg/kg TS]	NO3-N [mg/kg TS]	P ges [mg/g]	S ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
11.03.2013	57,51	42,49	54,56	267,84	262,98	4,85	14,40	1.215	166	42	4,3	2,6	9,3	4,4	29,1
25.03.2013	55,59	44,41	54,05	267,47	263,61	3,86	15,90	2.882	59	72	6,7	2,9	-	-	-
08.04.2013	49,55	50,45	51,47	238,05	234,16	3,89	13,90	1.935	22	40	5,1	2,8	-	-	-
15.04.2013	51,48	48,52	45,22	210,82	204,72	6,10	-	1.632	257	59	-	-	-	-	-
22.04.2013	48,04	51,96	48,37	235,23	229,97	5,27	13,90	2.810	29	54	4,9	2,5	-	-	-
29.04.2013	49,84	50,16	46,11	212,71	206,77	5,94	-	3.090	30	62	-	-	-	-	-
06.05.2013	47,08	52,92	47,62	204,48	199,62	4,86	12,80	2.248	21	70	4,1	2,5	9,2	4,6	32,3
27.05.2013	25,88	74,12	38,58	174,04	170,92	3,12	12,50	580	36	52	3,0	2,1	-	-	-
03.06.2013	53,67	46,33	42,02	189,32	182,34	6,97	-	1.623	227	46	-	-	-	-	-

Miete 26

Tabelle A4-25: Substratdaten Miete 26

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	NH4-N [mg/kg TS]	NH3-N [mg/kg TS]	NO3-N [mg/kg TS]	P ges [mg/g]	S ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
11.03.2013	53,37	46,63	56,67	268,38	264,98	3,40	16,20	1.175	7	40	5,5	2,9	9,2	3,9	28,8
25.03.2013	51,73	48,27	50,02	212,16	207,32	4,83	14,50	2.386	231	61	5,1	2,6	-	-	-
08.04.2013	53,82	46,18	43,26	201,03	195,31	5,72	14,60	2.269	371	77	4,7	2,4	-	-	-
15.04.2013	48,01	51,99	40,72	198,80	193,12	5,67	-	2.431	375	65	-	-	-	-	-
22.04.2013	41,39	58,61	35,12	170,00	163,80	6,20	13,60	1.570	470	66	5,6	2,8	-	-	-
29.04.2013	39,45	60,55	35,61	168,99	162,34	6,65	-	1.321	364	91	-	-	-	-	-
06.05.2013	37,68	62,32	33,48	161,15	154,07	7,08	13,40	1.380	368	63	5,5	2,8	9,5	5,1	35,9
27.05.2013	34,36	65,64	30,77	151,35	145,69	5,66	14,40	658	96	55	6,3	3,2	-	-	-
03.06.2013	47,61	52,39	31,50	144,54	137,57	6,97	-	1.664	498	65	-	-	-	-	-

Miete 27

Tabelle A4-26: Substratdaten Miete 27

Probenahme-Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	NH4-N [mg/kg TS]	NH3-N [mg/kg TS]	NO3-N [mg/kg TS]	P ges [mg/g]	S ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
16.05.2013	79,02	20,98	61,67	263,77	259,26	4,52	15,60	3.946	885	101	4,1	2,7	24,5	4,0	22,5
27.05.2013	76,14	23,86	65,43	269,47	264,55	4,91	-	453	85	1.308	-	-	-	-	-
03.06.2013	72,64	27,36	66,52	284,01	280,05	3,96	20,20	804	426	512	4,8	3,3	-	-	-
10.06.2013	73,98	26,02	57,95	274,16	269,26	4,89	-	1.507	608	77	-	-	-	-	-
24.06.2013	70,85	29,15	61,16	247,83	243,34	4,48	14,90	2.415	1.429	274	4,8	2,9	-	-	-
08.07.2013	72,78	27,22	59,61	245,33	240,77	4,56	16,20	1.264	490	500	5,0	3	-	-	-
15.07.2013	73,76	26,24	60,25	259,55	256,17	3,38	-	1.372	39	4.207	-	-	-	-	-
22.07.2013	75,10	24,90	59,38	261,87	257,58	4,29	19,70	578	147	900	6,2	2,6	21,1	5,3	28,4
12.08.2013	72,04	27,96	50,32	229,61	224,83	4,78	17,00	3.433	1.620	315	5,2	4	-	-	-
19.08.2013	69,37	30,63	58,32	248,36	243,34	5,02	-	1.646	909	261	-	-	-	-	-
02.09.2013	65,99	34,01	54,57	244,24	239,25	4,98	21,80	306	136	1.576	6,8	3,7	-	-	-
17.09.2013	69,25	30,75	53,88	255,80	251,35	4,45	-	38	19	1.483	-	-	-	-	-
23.09.2013	69,70	30,30	67,15	273,21	269,43	3,78	15,90	4.119	1.991	264	4,6	3,6	-	-	-
07.10.2013	71,37	28,63	58,07	249,15	244,21	4,94	-	4.695	1.922	978	-	-	-	-	-
14.10.2013	70,73	29,27	43,27	193,64	188,99	4,65	24,30	820	13	4.673	6,8	3,1	-	-	-

## Miete 28

## Tabelle A4-27: Substratdaten Miete 28

Probenahme- Datum	WG [%]	TS [%]	oTS [%]	TC [mg/g]	TOC [mg/g]	TIC [mg/g]	N ges [mg/g]	NH4-N [mg/kg TS]	NH3-N [mg/kg TS]	NO3-N [mg/kg TS]	P ges [mg/g]	S ges [mg/g]	K [mg/g]	Mg [mg/g]	Ca [mg/g]
29.08.2013	41,03	58,97	55,39	252,44	249,70	2,74	17,80	906	18	70	6,7	3	8,4	3,4	26,8
02.09.2013	54,41	45,59	52,25	246,05	242,96	3,09	-	3.527	9	60	-	-	-	-	-
09.09.2013	60,07	39,93	50,08	247,44	244,68	2,76	16,60	5.570	11	92	8,2	3,4	-	-	-
17.09.2013	46,48	53,52	46,49	225,99	222,65	3,34	-	2.153	4	75	-	-	-	-	-
23.09.2013	52,65	47,35	45,74	218,94	215,88	3,05	14,50	3.514	9	110	4,3	2,4	-	-	-
07.10.2013	55,09	44,91	48,93	226,77	224,34	2,43	15,10	3.776	8	53	6,0	3	-	-	-
14.10.2013	56,85	43,15	45,07	216,58	213,17	3,41	-	3.448	45	54	-	-	-	-	-
21.10.2013	55,12	44,88	50,16	230,93	228,42	2,50	14,10	3.957	8	73	5,7	2,8	8,7	3,7	24,1

**Tabelle A4-28: Substratdaten Schwermetalle Miete 1 bis 9**

KlärschlammV § 4 Abs. 12 Satz 1	DüMV Anlage 2 Tabelle 1.4	BioAbfV § 4 Abs.3 Satz 2	BioAbfV § 4 Abs.3 Satz 1	Analysezeitpunkt	Miete 1	Miete 2	Miete 3	Miete 4	Miete 5	Miete 6	Miete 7	Miete 8	Miete 9
Cd [mg/kg]	10	1,5	1	Versuchsbeginn 1,5 nach 8 Wochen	0,57 <b>0,57</b>	0,57 <b>0,55</b>	0,51 <b>0,39</b>	0,51 <b>0,48</b>	0,57 <b>0,64</b>	0,51 <b>0,41</b>	0,20 <b>0,26</b>	0,22 <b>0,31</b>	< <b>0,2</b>
Cr [mg/kg]	900	300 ± 50%	70	Versuchsbeginn 100 nach 8 Wochen	86 <b>146</b>	86 <b>157</b>	101,5 <b>92,8</b>	101,5 <b>77</b>	86 <b>127</b>	101,5 <b>77,3</b>	13,40 <b>38,00</b>	20,85 <b>58,70</b>	9,49 <b>9,49</b>
Cu [mg/kg]	800	500	70	Versuchsbeginn 100 nach 8 Wochen	56,75 <b>44,1</b>	56,75 <b>43,2</b>	31,25 <b>35,1</b>	31,25 <b>34,8</b>	56,75 <b>70,6</b>	31,25 <b>38</b>	38,90 <b>75,60</b>	36,30 <b>42,80</b>	26,9 <b>26,9</b>
Hg [mg/kg]	8	1	0,7	Versuchsbeginn 1 nach 8 Wochen	0,12 <b>0,29</b>	0,12 <b>0,27</b>	0,1 <b>0,22</b>	0,1 <b>0,18</b>	0,12 <b>0,28</b>	0,1 <b>0,39</b>	0,12 <b>0,29</b>	0,12 <b>0,36</b>	0,06 <b>0,06</b>
Ni [mg/kg]	200	80	35	Versuchsbeginn 50 nach 8 Wochen	27,25 <b>41,5</b>	27,25 <b>57,1</b>	34,65 <b>28</b>	34,65 <b>23</b>	27,25 <b>42,5</b>	34,65 <b>26,6</b>	4,35 <b>9,50</b>	4,98 <b>13,60</b>	7,61 <b>7,61</b>
Pb [mg/kg]	900	150	100	Versuchsbeginn 150 nach 8 Wochen	39,95 <b>41,6</b>	39,95 <b>37,4</b>	33,75 <b>48,5</b>	33,75 <b>39,4</b>	39,95 <b>44,1</b>	33,75 <b>34,9</b>	1,30 <b>3,90</b>	2,50 <b>11,40</b>	5,01 <b>5,01</b>
Zn [mg/kg]	2500	1000	300	Versuchsbeginn 400 nach 8 Wochen	207,5 <b>195</b>	207,5 <b>189</b>	148 <b>156</b>	148 <b>178</b>	207,5 <b>248</b>	148 <b>163</b>	69,40 <b>152,00</b>	75,00 <b>119,00</b>	76,7 <b>76,7</b>

Tabelle A4-29: Substratdaten Schwermetalle Miete 13 bis 20

	KlärschlammV § 4 Abs. 12 Satz 1	DüMV Anlage 2 Tabelle 1.4	BioAbfV § 4 Abs.3 Satz 2	BioAbfV § 4 Abs.3 Satz 1	Analysezeitpunkt	Miete 13	Miete 14	Miete 15	Miete 16	Miete 17	Miete 18	Miete 19	Miete 20
Cd					Versuchsbeginn	0,69	0,69	0,71	0,72	0,72	0,20	0,20	0,20
[mg/kg]	10	1,5	1	1,5	nach 8 Wochen	<b>0,78</b>	<b>0,82</b>	<b>0,81</b>	<b>0,65</b>	<b>0,59</b>	<b>0,56</b>	<b>0,33</b>	<b>0,51</b>
Cr		300 ±			Versuchsbeginn	132,00	132,00	158,00	141,00	158,00	24,20	24,20	24,20
[mg/kg]	900	50%	70	100	nach 8 Wochen	<b>134,00</b>	<b>225,00</b>	<b>130,00</b>	<b>202,00</b>	<b>130,00</b>	<b>19,30</b>	<b>12,50</b>	<b>19,70</b>
Cu					Versuchsbeginn	35,50	35,50	38,20	35,30	38,20	19,70	19,70	19,70
[mg/kg]	800	500	70	100	nach 8 Wochen	<b>43,40</b>	<b>49,10</b>	<b>71,40</b>	<b>46,70</b>	<b>41,40</b>	<b>123,00</b>	<b>40,00</b>	<b>67,20</b>
Hg					Versuchsbeginn	0,10	0,10	0,12	0,10	0,10	0,05	0,05	0,05
[mg/kg]	8	1	0,7	1	nach 8 Wochen	<b>0,12</b>	<b>0,11</b>	<b>0,10</b>	<b>0,15</b>	<b>0,12</b>	<b>0,07</b>	<b>0,06</b>	<b>0,08</b>
Ni					Versuchsbeginn	30,40	30,40	46,40	29,50	24,50	10,70	10,70	10,70
[mg/kg]	200	80	35	50	nach 8 Wochen	<b>23,20</b>	<b>43,80</b>	<b>23,00</b>	<b>32,90</b>	<b>19,80</b>	<b>8,36</b>	<b>4,93</b>	<b>7,03</b>
Pb					Versuchsbeginn	49,90	49,90	50,50	49,20	54,10	4,16	4,16	4,16
[mg/kg]	900	150	100	150	nach 8 Wochen	<b>54,50</b>	<b>71,40</b>	<b>60,30</b>	<b>59,90</b>	<b>71,80</b>	<b>4,15</b>	<b>4,71</b>	<b>4,55</b>
Zn					Versuchsbeginn	198,00	198,00	202,00	187,00	211,00	109,00	109,00	109,00
[mg/kg]	2500	1000	300	400	nach 8 Wochen	<b>246,00</b>	<b>239,00</b>	<b>212,00</b>	<b>263,00</b>	<b>240,00</b>	<b>315,00</b>	<b>245,00</b>	<b>362,00</b>

Tabelle A4-30: Substratdaten Schwermetalle Miete 22 bis 28

KlärschlammV § 4 Abs. 12 Satz 1	DüMV Anlage 2 Tabelle 1.4	BioAbfV § 4 Abs.3 Satz 2	BioAbfV § 4 Abs.3 Satz 1	Analysezeitpunkt	Miete 22	Miete 23	Miete 24	Miete 25	Miete 26	Miete 27	Miete 28
Cd [mg/kg]	10	1,5	1	1,5 nach 8 Wochen	0,55 <b>0,46</b>	0,43 <b>0,49</b>	0,62 <b>0,64</b>	0,58 <b>0,60</b>	0,52 <b>0,64</b>	0,28 <b>0,42</b>	0,52 <b>0,62</b>
Cr [mg/kg]	900	300 ± 50%	70	100 nach 8 Wochen	101,00 <b>103,00</b>	93,00 <b>80,30</b>	82,00 <b>97,60</b>	99,80 <b>58,50</b>	98,50 <b>51,40</b>	34,00 <b>33,40</b>	76,40 <b>73,60</b>
Cu [mg/kg]	800	500	70	100 nach 8 Wochen	34,50 <b>32,80</b>	37,00 <b>133,00</b>	102,00 <b>46,80</b>	42,90 <b>41,00</b>	44,60 <b>54,00</b>	46,70 <b>51,10</b>	66,80 <b>62,00</b>
Hg [mg/kg]	8	1	0,7	1 nach 8 Wochen	0,10 <b>0,12</b>	0,11 <b>0,11</b>	0,13 <b>0,16</b>	0,13 <b>0,11</b>	0,17 <b>0,15</b>	0,03 <b>0,04</b>	0,15 <b>0,17</b>
Ni [mg/kg]	200	80	35	50 nach 8 Wochen	40,30 <b>35,00</b>	28,60 <b>43,50</b>	44,70 <b>35,40</b>	31,10 <b>21,90</b>	38,60 <b>24,30</b>	11,00 <b>12,40</b>	23,30 <b>29,70</b>
Pb [mg/kg]	900	150	100	150 nach 8 Wochen	112,00 <b>68,10</b>	2870,00 <b>1390,00</b>	85,40 <b>98,10</b>	45,40 <b>48,70</b>	37,70 <b>126,00</b>	7,20 <b>8,72</b>	48,00 <b>35,60</b>
Zn [mg/kg]	2500	1000	300	400 nach 8 Wochen	221,00 <b>192,00</b>	183,00 <b>267,00</b>	757,00 <b>239,00</b>	212,00 <b>219,00</b>	227,00 <b>260,00</b>	137,00 <b>152,00</b>	255,00 <b>237,00</b>



Tabelle A4-31: Substratdaten Wasserhaltekapazitäten Miete 1 bis 12

	Tara [mg]	Einwaage [mg] (nach 24 h)	Auswaage [mg]	TS [mg]	Wasser [mg]	WHK [%]	maximaler WG [%]
Blähton (Seramis)	35,4864	19,0522	43,726	8,2396	10,8126	131,23%	56,75%
	35,4868	20,9033	44,3198	8,8330	12,0703	136,65%	57,74%
						<b>133,94%</b>	
Sand	35,4868	55,0280	80,5292	45,0424	9,9856	22,17%	18,15%
	35,4908	37,7404	66,1611	30,6703	7,0701	23,05%	18,73%
						<b>22,61%</b>	
Miete 1 (Bio:GS:KS)	36,1993	24,5994	44,2755	8,0762	16,5232	204,59%	67,17%
	36,2000	29,5817	45,0423	8,8423	20,7394	234,55%	70,11%
						<b>219,57%</b>	
Miete 2 (Bio:GS:KS)	36,8889	25,8060	45,8613	8,9724	16,8336	187,62%	65,23%
	36,8895	29,0226	47,4577	10,5682	18,4544	174,62%	63,59%
						<b>181,12%</b>	
Miete 3 (GS:Bio:GM)	36,2005	26,7352	46,1440	9,9435	16,7917	168,87%	62,81%
	36,1994	29,0327	46,9343	10,7349	18,2978	170,45%	63,02%
						<b>169,66%</b>	
Miete 4 (GS:Bio:GM)	36,8898	34,1817	50,8104	13,9206	20,2611	145,55%	59,27%
	36,8892	29,7860	48,8463	11,9571	17,8289	149,11%	59,86%
						<b>147,33%</b>	
Miete 5 (Bio:GS:KS)	36,0218	31,2660	48,9782	12,9564	18,3096	141,32%	58,56%
	36,0222	33,7087	49,9282	13,9060	19,8027	142,40%	58,75%
						<b>141,86%</b>	
Miete 6 (GS:Bio:GM)	36,0226	41,0180	54,9326	18,9100	22,1080	116,91%	53,90%
	36,0223	32,3750	50,1955	14,1732	18,2018	128,42%	56,22%
						<b>122,67%</b>	
Miete 7 (WS:Gü)	36,8888	18,5675	43,2636	6,3748	12,1927	191,26%	65,67%
						<b>191,26%</b>	
Miete 8 (WS:MS:Gü)	36,0215	27,2701	43,9491	7,9276	19,3425	243,99%	70,93%
						<b>243,99%</b>	
Miete 9 (MS:TS:Gü)	36,2029	33,7085	43,9695	7,7666	25,9419	334,02%	76,96%
	36,8931	29,1648	44,1916	7,2985	21,8663	299,60%	74,97%
	36,0279	24,8538	43,0157	6,9878	17,8660	255,67%	71,88%
						<b>296,43%</b>	
Perkolat Miete 9 Miete 10 (GS:Bio:GM)	36,0274	68,286	48,621	12,5936	55,6924	442,23%	81,56%
	36,1992	21,7912	43,5817	7,3825	14,4087	195,17%	66,12%
	36,2019	25,7722	45,5466	9,3447	16,4275	175,79%	63,74%
						<b>185,48%</b>	
Miete 11 (GS:GM)	36,8888	24,8298	46,3303	9,4415	15,3883	162,99%	61,98%
	36,8920	24,4655	47,2496	10,3576	14,1079	136,21%	57,66%
						<b>149,60%</b>	
Miete 12 (GS:GM)	36,0222	33,5243	50,3770	14,3548	19,1695	133,54%	57,18%
	36,0253	31,9412	49,6856	13,6603	18,2809	133,83%	57,23%
						<b>133,68%</b>	

Tabelle A4-32: Substratdaten Wasserhaltekapazitäten Miete 13 bis 23

	Tara [mg]	Einwaage [mg] (nach 24 h)	Auswaage [mg]	TS [mg]	Wasser [mg]	WHK [%]	maximaler WG [%]
Miete 13 (GS:Bio) 60:40	36,2030 36,2028	32,4470 27,7635	47,2844 45,6758	11,0814 9,473	21,3656 18,2905	192,81% 193,08% <b>192,94%</b>	65,85% 65,88%
Miete 14 (GS:Bio:GM) 60:40	36,8934 36,8933	34,0156 26,6682	48,4768 45,4231	11,5834 8,5298	22,4322 18,1384	193,66% 212,65% <b>203,15%</b>	65,95% 68,02%
Miete 15 (GS:Bio:GM) 60:40	36,0265 36,0274	32,8587 33,7211	50,3958 49,6431	14,3693 13,6157	18,4894 20,1054	128,67% 147,66% <b>138,17%</b>	56,27% 59,62%
Miete 16 (GS:Bio:GM) 70:30	36,2027 36,2034	35,4748 30,0809	47,3848 45,5191	11,1821 9,3157	24,2927 20,7652	217,25% 222,91% <b>220,08%</b>	68,48% 69,03%
Miete 17 (GS:Bio:GM) 70:30	36,8926 36,8935 36,0262	39,6046 35,4825 31,9406	52,2431 51,8168 48,9324	15,3505 14,9233 12,9062	24,2541 20,5592 19,0344	158,00% 137,77% 147,48% <b>147,75%</b>	61,24% 57,94% 59,59%
Miete 18 (SD:Gü)	36,2023 36,2042	29,4643 23,3649	41,8038 41,3011	5,6015 5,0969	23,8628 18,268	426,01% 358,41% <b>392,21%</b>	80,99% 78,19%
Miete 19 (SD)	36,8922 36,8945	28,7132 31,4583	41,8752 42,667	4,983 5,7725	23,7302 25,6858	476,22% 444,97% <b>460,60%</b>	82,65% 81,65%
Miete 20 (SD)	36,0256 36,0278	25,8802 24,1186	40,6216 39,7462	4,596 3,7184	21,2842 20,4002	463,10% 548,63% <b>505,87%</b>	82,24% 84,58%
Miete 22 (GS:Bio:GM) (60:40:5)	36,2038 36,2041 36,8941	30,0489 26,7590 28,0927	45,6207 43,4586 45,1074	9,4169 7,2545 8,2133	20,632 19,5045 19,8794	219,10% 268,86% 242,04% <b>243,33%</b>	68,66% 72,89% 70,76%
Miete 23 (GS:Bio:GM) (60:40:5)	36,8941 36,8945	36,2334 39,5871	52,9441 54,2735	16,05 17,379	20,1834 22,2081	125,75% 127,79% <b>126,77%</b>	55,70% 56,10%